

Westliches Haselhuhn

Biologie, Status und Perspektiven für eine Erhaltungszucht

La sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois

Biologie, statut et perspectives pour un élevage conservatoire



Arnd Schreiber und Marc Montadert

Herausgeber / Éditeurs

Über das Symposium / Sur le colloque

Ein heimliches Juwel vor dem Aussterben. Erhaltungszucht als Königsweg für die Rettung der Unterart rhenana des Haselhuhns?

Zu diesem Thema versammelte sich am 2.12.17–3.12.17 eine Gruppe von 35 Fachleuten in Sachen Haselhuhnschutz, Züchter von Arten der Hühnervögel, in Projektplanung erfahrene Artenschützer und Vertreter der Naturschutzbehörden am PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE in Bad Dürkheim. Unter der Schirmherrschaft der POLICHIA – VEREIN FÜR NATURFORSCHUNG UND LANDESPFLEGE e. V. wurde beraten, ob und wie eine wissenschaftlich betreute Erhaltungszucht die kritisch vom Aussterben bedrohte Unterart *Tetrastes bonasia rhenana* des Haselhuhns retten könne. Weitere für diese Erhaltung des Westlichen Haselhuhns unerlässliche Aktivitäten wie Habitatschutz und Biotopeinrichtung wurden aufgrund der Komplexität der Materie mit Bedacht ausgeklammert.

Abgeordnete der EUROPEAN ASSOCIATION OF ZOOS AND AQUARIA – EAZA (europäische Zoo-Union) und der deutschen und französischen Sektionen der WORLD PHEASANT ASSOCIATION – WPA bekundeten die Bereitschaft, eine solche Erhaltungszucht mitzutragen, und sie skizzierten Wege, wie dieses Vorhaben eingeleitet und umgesetzt werden könnte. Alle Teilnehmer stimmten darin überein, dass eine Erhaltungszucht in der äußerst kritischen Situation der kurz vor dem Aussterben stehenden Unterart unverzichtbar sei und ohne Verzug beginnen muss. Ein solches Projekt würde und darf nicht parallele, ebenfalls unverzüglich umzusetzende oder zu intensivierende Stützungsmaßnahmen im Freiland einschränken oder behindern. Die Vogelschutzwarten der deutschen Bundesländer mit Vorkommen des Westlichen Haselhuhns waren auf der Tagung aktiv vertreten und sie tragen diesen Beschluss mit.

Un joyau vivant menacé d'extinction. L'élevage conservatoire est-il une solution pour assurer la survie de la sous-espèce rhenana de la Gelinotte des bois ?

Afin d'aborder cette question, un groupe de 35 personnes composé de naturalistes, de biologistes spécialistes de la Gelinotte des bois, d'éleveurs ayant une compétence dans la reproduction en captivité des Galliformes et de responsables des agences gouvernementales en charge de l'environnement, s'est réuni au PFALZMUSEUM (Muséum d'Histoire Naturelle) de Bad Dürkheim (Allemagne) les 2 et 3 décembre 2017, sous le patronage de POLICHIA. La problématique essentielle de ce symposium est d'étudier la pertinence et la faisabilité de l'élevage conservatoire comme moyen de sauver de l'extinction la sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois (dite Gelinotte de l'Ouest). Les autres actions importantes comme la gestion conservatoire des habitats, ont été volontairement mises de côté.

Des représentants de l'Association Européenne des Zoos et Aquariums (EAZA) et des sections françaises et allemandes de l'Association Internationale pour les Faisans (WPA) ont manifesté leur intérêt dans la conduite de ce projet et exposés des pistes pour la mise en œuvre concrète d'un élevage conservatoire. Les participants ont abouti à la conviction que la mise en place rapide d'un tel élevage était absolument indispensable si l'on voulait éviter l'extinction définitive de cette sous-espèce. Cette action ne se substitue pas aux politiques de conservation qui doivent être intensifiées sur les derniers sites où la Gelinotte de l'Ouest est encore présente. Ces conclusions ont été confirmées par les agences environnementales des différents états fédéraux allemands concernés par la conservation de cette sous-espèce de Gelinotte.

Westliches Haselhuhn: Biologie, Status und Perspektiven für eine Erhaltungszucht

**La sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois :
Biologie, statut et perspectives pour un élevage conservatoire**

Arnd Schreiber, Marc Montadert

Herausgeber, Éditeurs

Mit Beiträgen mehrerer Teilnehmer des ersten internationalen Symposiums
über das Westliche Haselhuhn am PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE, Bad Dürkheim

Avec les contributions de différents participants du premier symposium international
sur la Gelinotte des bois de l'Ouest au MUSÉE D'HISTOIRE NATURELLE de Bad Dürkheim

POLLICHLIA Sonderveröffentlichung Nr. 26

Neustadt an der Weinstraße, 2019



Die Herausgabe dieses Werkes wurde möglich durch die Unterstützung von:

Cet ouvrage a bénéficié du soutien financier des organismes suivants :

Zoo Landau in der Pfalz



**Freundeskreis
der
Landauer
Tiergartens
e.V.**



Sektion Bundesrepublik Deutschland e.V.



Impressum

Erscheinungsort: Neustadt a. d. Weinstraße, 2019

ISBN: 978-3-925754-64-7

Rechte: © Alle Rechte einschließlich der fototechnischen und elektronischen Wiedergabe oder des auszugsweisen Nachdrucks sind der POLLICHA e. V. vorbehalten.

Zitiervorschlag

SCHREIBER, A., MONTADERT, M. (Hrsg.) 2019. *Westliches Haselhuhn. Biologie, Status und Perspektiven einer Erhaltungszucht*. Neustadt (Weinstraße), POLLICHA.

Citation

SCHREIBER, A., MONTADERT, M. (Éds) 2019. *La sous-espèce rhenana de la Gelinotte des Bois. Biologie, statut et perspectives pour un élevage conservatoire*. Neustadt (Weinstrasse), POLLICHA.

Bildnachweis

Vorderer Einband – Oben links Haselhahn von Giromagny (Territoire de Belfort, April 2001) und unten links junger Hahn am Ende des Sommers aus dem Doller-Tal bei Kirchberg, Vogesen (Haut-Rhin, August 1995) (Fotos: BRUNO MATHIEU). Rechts Balgserie des Westlichen Haselhuhns im MUSEUM ALEXANDER KOENIG, Bonn (Foto: ARND SCHREIBER).

Hinterer Einband: Spuren im Schnee bei Gérardmer (Vogesen), neben Losung und Mauserfedern manchmal das Einzige, was man von den scheuen Haselhühnern im Gelände antrifft (Foto: BRUNO MATHIEU).

Crédit photographique

Page de couverture : En haut à gauche – Gelinotte mâle – Giromagny (Territoire de Belfort) – avril 2001. En bas à gauche – jeune mâle en fin d’été – Vallée de la Doller, Kirchberg, (Haut-Rhin) – août 1995 (Photos : BRUNO MATHIEU). A droite – séries de peaux de Gelinotte des bois de l’Ouest provenant du MUSEUM ALEXANDER KOENIG à Bonn (Photo : ARND SCHREIBER).

Page de dos : Traces de Gelinotte dans la neige, Gérardmer (Vosges). Avec les fèces et les plumes de mue, ce sont souvent les seuls signes de présence de cette espèce discrète (Photo : BRUNO MATHIEU).

Zum Geleit

Der Vogelschutz in Mitteleuropa gilt fast durchweg Arten, die auf der nationalen oder regionalen Ebene bestandsbedroht, im weltweiten Maßstab jedoch kaum oder nicht gefährdet sind. Beim Westlichen Haselhuhn ist das anders, als einem nur in vier Staaten vorkommenden Taxon, für das allein Deutschland, Frankreich, Luxemburg und Belgien Verantwortung tragen: Bei diesem Endemiten der westeuropäischen Vogelwelt steht das weltweite Aussterben bevor.

Als wenig bekannte Unterart treibt das Westliche Haselhuhn in aller Stille dem Erlöschen entgegen, ohne Anteilnahme oder kraftvolle Gegenmaßnahmen. Spät, sogar zu spät in einzelnen der Staaten mit (früheren) Vorkommen, wird diese negative Entwicklung endlich zur Kenntnis genommen. Am 2.12.17 – 3.12.17 kamen erfahrene Fachleute bezüglich der Biologie des Haselhuhns, Naturschutzgruppen, Züchter von Wildhühnern, Artenschützer, Tiergärtner und Fachbehörden des Naturschutzes am PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE in Bad Dürkheim zusammen und berieten, wie das Aussterben in allerletzter Minute abgewendet werden könnte. Der äußerst prekäre Status des Westlichen Haselhuhns erforderte die Konzentration der Tagung allein auf die Notfallmaßnahme der Einrichtung einer Erhaltungszucht. Die Etablierung einer wissenschaftlich betreuten Reservepopulation in der Voliere wurde einvernehmlich als die einzige aussichtsreiche, kurzfristige Akutrettung für das Westliche Haselhuhn angesehen. Eine solche Reserve wäre nicht nur eine letzte Garantie gegen das bevorstehende weltweite Erlöschen, sondern würde zudem die biologische Erforschung dieses weitgehend unbekannten Vogels gestatten, ebenso wie eine auf die (Fach)Öffentlichkeit ausgerichtete Kampagne zur Popularisierung und Umweltbildung über sein Schicksal. Die von den Teilnehmern einhellig geforderte Erhaltungszucht dürfte in keinem Maße die zusätzlich unverzüglich einzuleitenden bzw. zu intensivierenden Erhaltungsmaßnahmen im Freiland einschränken oder ersetzen. Längerfristig sollte eine Zuchtpopulation auch Vögel zur Auswilderung liefern, sofern inzwischen die Biotopqualität im Freiland hinreichend verbessert wurde.

Trotz des beschränkten Weltareals dieser Unterart überspannt dieses die deutsch-französische Sprachgrenze. Zum Zwecke der besseren Verständigung wurde das Symposium in englischer Sprache abgehalten. Diese Entscheidung behinderte teilweise das Verständnis komplexer Zusammenhänge. Daher entschied am Ende des Symposiums eine große Mehrheit, den Tagungsband zweisprachig, auf Deutsch und Französisch, zu erstellen. Dieses Format soll die breitere Aufnahme der für den Schutz des Haselhuhns wichtigen Inhalte in den Arealstaaten gewährleisten. Um Druckraum und Kosten in Grenzen zu halten, ergänzt der vorliegende Band die deutsch- oder französischsprachigen Artikel durch eine ausführliche und dennoch gekürzte Fassung in der jeweils anderen Sprache.

Die Herausgeber legen den Tagungsband binnen Jahresfrist nach der Veranstaltung vor. Ihre Aufgabe bestand darin, den Autoren behilflich zu sein, die zweisprachigen Formate zu ermöglichen und für eine einheitliche, aufeinander abgestimmte Textstruktur und Nomenklatur zu sorgen. Bezuglich der fachlichen Inhalte, Meinungen und Forderungen gaben die Herausgeber manchmal Anregungen, die Verantwortung für ihr Kapitel tragen jedoch allein die Autoren.

Wir hoffen, dass dieser Band hinreichend weite Verbreitung und Aufmerksamkeit findet, um Naturschützer wie Fachbehörden aufzurütteln und dem Westlichen Haselhuhn kurz vor seinem weltweiten Verschwinden eine Chance zu geben.

Die Herausgeber

Dezember 2018

Avant-propos

Les programmes de conservation des oiseaux menés en Europe concernent habituellement des espèces menacées au niveau national ou régional mais qui, à l'échelle mondiale, ne sont pas en danger critique d'extinction. La Gelinotte des bois de l'Ouest n'est pas dans ce cas. En effet c'est l'un des rares taxons dont seulement quatre pays européens – France, Belgique, Luxembourg et Allemagne – partagent l'entièvre responsabilité de sa survie. Cette sous-espèce est l'un des très rares taxons réellement endémiques de l'avifaune ouest européenne et serait le seul taxon dans cette région du monde entrant dans la catégorie la plus élevée de la liste rouge internationale des espèces menacées, i. e. « en danger critique d'extinction ».

N'étant pas une espèce très connue et populaire, la Gelinotte de l'Ouest est en train de disparaître « en toute discréption » de notre patrimoine naturel, sans grande attention de la part du public. C'est seulement maintenant, très tard et sans doute déjà trop tard pour plusieurs pays, qu'une prise de conscience se fait jour de l'urgence d'agir pour la sauvegarder. Il est ainsi remarquable d'avoir réussi à rassembler les 2 et 3 décembre 2017, lors d'un colloque tenu au Muséum d'Histoire Naturelle de Bad Dürkheim, plusieurs des plus éminents spécialistes européens de la Gelinotte ainsi que des représentants du monde associatif, des instances officielles de conservation de la nature et du réseau européen engagé dans l'élevage en captivité à but conservatoire. L'objectif de ce colloque était de partager les connaissances sur le statut actuel de la Gelinotte de l'Ouest et de proposer des mesures de dernier recours pour éviter son extinction. La conviction, unanimement partagée par les participants, est que les actions classiques de gestion du milieu arrivent probablement trop tard pour sauver cette population. Ainsi, la création d'un élevage en captivité présentant toutes les garanties scientifiques a monopolisé l'essentiel des débats. Ils ont abouti à la conclusion que cet élevage apparaît comme la seule mesure susceptible d'éviter l'extinction définitive. Cependant la mise en œuvre d'un tel élevage conservatoire ne doit en aucun cas représenter un obstacle aux efforts qui sont conduits pour préserver les conditions de vie de l'espèce dans la nature. L'élevage en captivité outre son rôle de conservatoire d'un pool génétique original en cas de disparition complète dans la nature, pourra aussi fournir un cadre à des recherches sur la biologie de la Gelinotte en captivité et aux nécessaires actions de communication en direction du public et des gestionnaires sur l'importance de sauver cet oiseau méconnu. Sur le plus long terme, les oiseaux nés en captivité pourront alimenter un contingent d'individus destinés aux réintroductions dans le milieu naturel dès lors que les conditions seront redevenues favorables.

Malgré la faible étendue de la distribution mondiale de la Gelinotte de l'Ouest, les pays concernés par cette aire recouvrent aussi bien des pays de langue allemande que française. Ainsi, afin de faciliter les échanges, ce colloque fut conduit en anglais. Cependant, afin de faciliter la compréhension des concepts d'écologie parfois assez complexes et surtout de faciliter la diffusion des informations dans les pays concernés, il a été décidé à une large majorité que le présent ouvrage serait édité dans les deux langues : Français et Allemand. Afin malgré tout de limiter la taille du document et les coûts d'édition afférents, il a été décidé que les auteurs écriraient dans leur langue maternelle mais qu'un important résumé reprenant l'essentiel des informations de l'article, serait rédigé dans l'autre langue.

Les éditeurs sont ainsi heureux de vous proposer cet ouvrage. Leur travail de relecture a essentiellement consisté à aider les auteurs à améliorer leur article dans le sens d'une harmonisation du format, du style et de la langue des différentes contributions. Les informations et opinions développées dans les différents articles sont sous l'unique responsabilité de leurs auteurs.

Nous espérons que cet ouvrage recevra un accueil favorable de la part des autorités et associations en charge de la protection de la nature des quatre pays concernés et qu'il sera perçu comme une contribution importante et utile aux efforts qui doivent être consentis pour sauver la Gelinotte des bois de l'Ouest.

Les Éditeurs
Décembre 2018

Inhalt / Table des Matières

1	Dynamique des populations menacées de la Gelinotte des bois en Europe de l'Ouest.	
	Quelle est l'origine de ce déclin ?	3
	Zur Populationsentwicklung des bedrohten Haselhuhns in Westeuropa: Gründe für das Aussterben?	
	MARC MONTADERT et SIEGFRIED KLAUS	
2	Taxonomie und Evolution des Haselhuhns: die aussterbende Unterart <i>Tetrastes bonasia rhenana</i>	29
	Évolution et taxonomie d'un taxon en voie de disparition : La sous-espèce <i>T. b. rhenana</i> de la Gelinotte des bois	
	ARND SCHREIBER	
	Vorrede zu den vier Kapiteln über Populationsstatus	71
	Préface des quatre chapitres concernant le statut actuel de la Gelinotte des bois de l'Ouest	
3	Évolution de la répartition de la Gelinotte des bois de l'Ouest dans le nord-est de la France de 1935 à 2017	73
	Verbreitung und Bestandsentwicklung des Westlichen Haselhuhns im Nordosten Frankreichs von 1935 bis 2017	
	CHRISTIAN DRONNEAU	
4	Le statut récent de la Gelinotte des bois en Belgique : une espèce-fantôme ou un joyau encore à sauver ?	101
	Der aktuelle Status des Haselhuhns in Belgien: Phantomart oder ein Naturjuwel, das noch gerettet werden kann?	
	JEAN-YVES PAQUET et PHILIPPE RYELANDT	
5	Das Westliche Haselhuhn in Luxemburg: Bestand, Gefährdung und Schutz	115
	La Gelinotte des bois de l'Ouest en Luxembourg : statut, menaces et actions de conservation	
	CLAUDINE FELTEN und MIKIS BASTIAN	
6	Status und Schutzbedarf des Westlichen Haselhuhns in Deutschland	123
	Statut et conservation de la Gelinotte des bois de l'Ouest en Allemagne	
	CHRISTIAN DIETZEN und MARKUS HANDSCHUH	

7	Elevage en captivité de la Gelinotte des bois en vue d'un lâcher dans la nature.....	153
	Volierenzucht des Haselhuhns im Hinblick auf seine Auswilderung	
	CHRISTIAN NAPPÉE	
8	Wie die EAZA GALLIFORMES TAG ein Artenschutzprojekt für das Westliche Haselhuhn unterstützen kann	177
	Comment le EAZA GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP peut soutenir la conservation de la Gelinotte des bois de l'Ouest	
	SIMON BRUSLUND und JAN DAMS	
9	Rôle et possibilités de WPA FRANCE dans la protection de la Gelinotte des bois	195
	Die Rolle und die Möglichkeiten der WPA FRANCE bezüglich der Erhaltung des Westlichen Haselhuhns	
	ALAIN HENNACHE	
10	Die Rolle und die Möglichkeiten der WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. bei der Erhaltung von Haselhühnern	201
	Le rôle et les moyens d'actions de l'antenne allemande du WPA dans la conservation de la Gelinotte des bois de l'Ouest	
	HEINER JACKEN	
11	Beispiel für ein Wiederansiedlungsprojekt unter Beteiligung der WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION SACHSENHAGEN	209
	Proposition pour une participation de la WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION de Sachsenhagen pour le projet de réintroduction de la Gelinotte des bois de l'Ouest	
	FLORIAN BRANDES	
12	Erhaltung des Westlichen Haselhuhns <i>Tetrastes bonasia rhenana</i>: Prioritäten aus Sicht der westdeutschen Vogelschutzwarten.....	215
	Sauver la Gelinotte des bois de l'Ouest <i>Tetrastes bonasia rhenana</i> : Actions prioritaires à conduire selon les BUREAUX DE CONSERVATION DES OISEAUX des états fédéraux de l'Ouest de l'Allemagne	
	PETER HERKENRATH und DAGMAR STIEFEL	
13	Schlussfolgerungen der Tagung – Protokoll der Abschlussdiskussion und der Resolutionen.....	223
	Discussion finale du colloque : Eléments de conclusions	
	PETER HERKENRATH	

Abbildungsverzeichnis

Tafel 1	Westliche Haselhühner aus den Vogesen, Frankreich	1
Tafel 2	Vorzugshabitate des Haselhuhns	2
Abb. 1.1	Verbreitung und Rückgang des Haselhuhns in den Gemeinden von Ostfrankreich	5
Abb. 1.2	Schwankungen der Bestandsdichte des Haselhuhns in drei Revieren des Französischen Jura in den Jahren 1980 bis 2017	6
Abb. 1.3	Empirisches Modell zur Populationsdynamik des Haselhuhns bei unterschiedlicher Biotopausstattung	18
Abb. 2.1	Westliches Haselhuhn, <i>Tetrastes bonasia rhenana</i> . Letzter historischer Beleg aus dem Pfälzerwald	30
Abb. 2.2	Vergleich der Rückenfärbung von Westlichen Haselhühnern und einem Nordischen Haselhuhn.....	34
Abb. 2.3	Vergleichende Biometrie von Westlichem Haselhuhn und Nordischem Haselhuhn	35
Abb. 2.4	Vergleich der Länge der Federhosen zwischen Westlichem Haselhuhn und Nordischem Haselhuhn	36
Abb. 2.5	Vergleiche der Körpermaße von Westlichem Haselhuhn und Alpen-Haselhuhn	37
Abb. 2.6	Gefiederfärbung des Westlichen Haselhuhns und des Alpen-Haselhuhns	39
Abb. 2.7	Vergleiche von Schnabellänge und Länge der Federhosen von Westlichem Haselhuhn und Ostmitteleuropäischem Haselhuhn	41
Abb. 2.8	Vergleich der Rückenansichten eines Westlichen und eines Ostmitteleuropäischen Haselhuhns	42
Abb. 2.9	Areale und Kontaktzonen der drei mitteleuropäischen Unterarten des Haselhuhns	44
Abb. 2.10	Flügellängen von Haselhühnern in mm im Vergleich	45
Abb. 2.11	Dermoplastik eines Haselhuhns aus dem Schweizer Jura in einem Diorama des MUSÉE D'HISTOIRE NATURELLE von Neuchâtel/CH	46
Abb. 2.12	Stammesgeschichte der Haselhühner	52
Abb. 3.1	Topographie vom Nordosten Frankreichs mit den vier im Text diskutierten Großlandschaften	75
Abb. 3.2	Verwaltungseinheiten des Betrachtungsraums	76
Abb. 3.3	Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich zu Beginn der 1930er-Jahre	77
Abb. 3.4	Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich zu Beginn der 1960er-Jahre.	79
Abb. 3.5	Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich in den späten 1970er-Jahren	80

Abb. 3.6	Detaillierte Verbreitung des Haselhuhns gegen Ende der 1970er-Jahre in Nordostfrankreich	81
Abb. 3.7	Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich zu Beginn der 1990er-Jahre	82
Abb. 3.8	Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich gegen Ende der 2000er-Jahre	83
Abb. 3.9	Verbreitung des Haselhuhns in Nordostfrankreich	84
Abb. 4.1	Nachweise des Haselhuhns in Wallonien	105
Abb. 4.2	Zwei Dermoplastiken des Westlichen Haselhuhns	106
Abb. 5.1	Nachweise des Haselhuhns in Luxemburg von 1990 bis 2017.....	116
Abb. 6.1	Verbreitung des Westlichen Haselhuhns im Rheinischen Schiefergebirge 1960–1969.	127
Abb. 6.2	Historische Brutverbreitung des Westlichen Haselhuhns in Rheinland-Pfalz bis 2010.....	129
Abb. 6.3	Verbreitung des Westlichen Haselhuhns in der Eifel (ohne Forstamtsbezirk Ahrweiler) vor 1960 bis ca. 1985	130
Abb. 6.4	Brutverarbeitung des Westlichen Hasselhuhns in Nordrhein-Westfalen	133
Abb. 6.5	Brutverarbeitung des Westlichen Hasselhuhns in Hessen 2005–2009	134
Abb. 6.6	Brutverarbeitung des Westlichen Hasselhuhns im Saarland 1996–2000	136
Abb. 7.1	Letzte Beobachtungen des Haselhuhns im Süden des Zentralmassivs	154
Abb. 7.2 und Abb. 7.3	Für Haselhühner geeigete Lebensräume im Parc National des Cévennes ...	155
Abb. 7.4 und Abb. 7.5	Aufzuchtkästen mit dreitägigen Küken und dreiwöchigen Jungvögeln	157
Abb. 7.6	Naturnah eingerichtete Gehegebox	158
Abb. 7.7 und Abb. 7.8	Ansichten aus einer einem Waldbiotop nachempfundenen Voliere	159
Abb. 7.9 und Abb. 7.10	Therapie von verformten Zehen und einer Deformation des Hüftgelenks ..	161
Abb. 7.11	Beschnittene Steuerfedern dreier Haselhühner zwecks individueller Markierung	166
Abb. 7.12	Orte der Auswilderung nachgezüchterter Haselhühner in den Cevennen und Nachweise im Anschluss an diese Auswilderung	167

Liste des figures

Planche 1	Gelinottes des bois de l’Ouest en Vosges, France	1
Planche 2	Habitats favorables de la Gelinotte des bois	2
Fig. 1.1	Distribution communale de la Gelinotte des bois en France	5
Fig. 1.2	Variations de la densité adulte de la Gelinotte des bois sur trois sites de comptages en battues estivales dans le Massif jurassien français entre 1980 et 2017	6
Fig. 1.3	Représentation graphique d’un modèle empirique de dynamique des populations de Gelinotte des bois	18
Fig. 2.1	Gelinotte de l’Ouest, <i>Tetrastes bonasia rhenana</i>	30
Fig. 2.2	Comparaison de la coloration dorsale de quelques Gelinottes de l’Ouest et une Gelinotte nordique	34
Fig. 2.3	Biométrie comparée de la Gelinotte de l’Ouest et de la Gelinotte nordique ...	35
Fig. 2.4	Longueurs de la partie emplumée du tarso-metatarsé chez la Gelinotte de l’Ouest et chez la Gelinotte nordique	36
Fig. 2.5	Comparaisons biométriques entre la Gelinotte de l’Ouest et la Gelinotte alpine	37
Fig. 2.6	Coloration de la Gelinotte de l’Ouest et de la Gelinotte alpine	39
Fig. 2.7	Comparaison de la longueur du bec et de la proportion de la partie emplumée du tarso-métatarsé de la Gelinotte de bois de l’Ouest et de la Gelinotte du centre-est européen	41
Fig. 2.8	Vue dorsale de la Gelinotte de l’Ouest et de la Gelinotte du centre-est européen	42
Fig. 2.9	Aire de distribution des trois sous-espèces de Gelinotte en Europe centrale et leurs zones de contact	44
Fig. 2.10	Longueur de l’aile des différentes populations géographiques de Gelinotte des bois en mm	45
Fig. 2.11	Gelinotte provenant du Jura Suisse, MUSEUM D’HISTOIRE NATURELLE de Neuchâtel/CH	46
Fig. 2.12	Phylogénie de la Gelinotte des bois	52
Fig. 3.1	Topographie du nord-est de la France, déterminant les quatre grandes entités géographiques disposées d’ouest en est	75
Fig. 3.2	Zone d’étude prise en compte	76
Fig. 3.3	Répartition par cantons de la Gelinotte des bois (<i>Tetrastes bonasia</i>) dans le nord-est de la France au début des années 1930	77
Fig. 3.4	Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France au début des années 1960	79
Fig. 3.5	Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France à la fin des années 1970	80

Fig. 3.6	Répartition précise de la Gelinotte des bois à la fin des années 1970 dans le nord-est de la France.....	81
Fig. 3.7	Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France, au début des années 1990	82
Fig. 3.8	Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France à la fin des années 2000	83
Fig. 3.9	Répartition de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France	84
Fig. 4.1	Répartition géographique des observations de Gelinotte des bois en Wallonie.....	105
Fig. 4.2	Deux exemplaires naturalisés de Gelinotte des bois.....	106
Fig. 5.1	Observations de Gelinotte des bois au Luxembourg entre 1990 et 2017	116
Fig. 6.1	Distribution de la Gelinotte des bois de l’Ouest dans le Rheinisches Schiefergebirge 1960–1969	127
Fig. 6.2	Aire de reproduction de la Gelinotte des bois de l’Ouest en Rheinland-Pfalz jusqu’en 2010	129
Fig. 6.3	Distribution de la Gelinotte des bois de l’Ouest dans l’Eifel (à l’exception du district forestier de l’Ahrweiler) avant 1960, de 1960 à 1980 et après 1980	130
Fig. 6.4	Aire de reproduction supposée de la Gelinotte des bois de l’Ouest en Nordrhein-Westfalen	133
Fig. 6.5	Aire de reproduction de la Gelinotte des bois de l’Ouest en Hessen, période 2005–2009	134
Fig. 6.6	Aire de reproduction de la Gelinotte des bois de l’Ouest dans la Sarre, période 1996–2000	136
Fig. 7.1	Dernières observations de Gelinottes dans le sud du Massif Central	154
Fig. 7.2 et Fig. 7.3	Exemples d’habitat <i>a priori</i> favorable à la Gelinotte dans le Parc National des Cévennes	155
Fig. 7.4 et Fig. 7.5	Caisses d’élevage avec des poussins âgés de trois jours et des juvéniles de trois semaines	157
Fig. 7.6	Reconstitution approximative d’une ambiance forestière dans un parquet .	158
Fig. 7.7 et Fig. 7.8	Reconstitution d’une ambiance forestière en volière	159
Fig. 7.9 et Fig. 7.10	Une solution orthopédique pour rectifier les doigts tordus et la déformation de l’articulation coxo-fémorale	161
Fig. 7.11	Exemple du découpage des rectrices de trois individus différents	166
Fig. 7.12	Sites de lâcher dans les Cévennes et sites où des gelinottes furent observées au moins six mois après un lâcher	167



Planche 1 En haut, au centre et en bas à droite : Gelinotte des bois de l'Ouest, mâles de Gérardmer, département des Vosges. Au centre à gauche : Femelle de Kirchberg, département Haut-Rhin. En bas à gauche : Femelle chantant et mâle, Giromagny, département du Territoire de Belfort (Photos : BRUNO MATHIEU).

Tafel 1 Oben, rechts Mitte und rechts unten: Westliche Haselhähne aus der Region Gérardmer, Département des Vosges, Frankreich. Links Mitte: Henne aus Kirchberg, Département Haut-Rhin. Links unten: Singende Henne und Hahn. Giromagny, Département du Territoire de Belfort (Fotos: BRUNO MATHIEU).



Tafel 2 Vorzugshabitate des Haselhuhns. Oben: Strukturreicher Berghochwald mit Blößen neben unverzichtbaren Dickungen. Beispiel für den typischen Lebensraum der Art in den Gebirgsregionen von Europa – Commune d'Arith, Savoie. Unten: Älterer Niederwald aus Eichen und Rotbuchen auf steinigem Kalkboden des Mittelgebirges. Die karge Bodenbildung hemmt das Wachstum der Bäume und gewährleistet für lange Zeit die dichte, strukturreiche Formation, die vom Haselhuhn geschützt wird – Commune d'Arith, Savoie (Fotos: MARC MONTADERT).

Planche 2 Habitats favorables de la Gelinotte des bois. En haut : Forêt mixte de montagne gérée en futaie irrégulière. Habitat typique de la Gelinotte dans les montagnes européennes – Commune d'Arith, Savoie. En bas : Anciens taillis de chênes et hêtres sur sol calcaire superficiel en moyenne montagne. La pauvreté du sol freine la croissance de la végétation ce qui permet de maintenir plus longtemps une structure dense recherchée par la Gelinotte - Commune d'Arith. Savoie (Photos : MARC MONTADERT).

1

Dynamique des populations menacées de la Gelinotte des bois en Europe de l'Ouest. Quelle est l'origine de ce déclin ?

MARC MONTADERT – OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE ET DE LA FAUNE SAUVAGE, Sevrier

SIEGFRIED KLAUS, Jena

Endangered hazel grouse populations in western Europe: what drives negative population trends? By M. MONTADERT and S. KLAUS. – The situation of hazel grouse in France and its main ecological characteristics and habitat requirements are described. The subspecies *Tetrastes bonasia rhenana* in the north-east of France (lowlands and foothills from the Ardennes to the south Vosges) has declined tremendously, but *T. b. styriaca* is expanding in the south-eastern French Alps. The population living in Jura Mountains, most likely a hybrid population *T. b. rhenana* x *T. b. styriaca*, is stable. Forest fragmentation has negatively impacted hazel grouse, as forest fragments of < 20 ha are usually not occupied due to short natal dispersal distances (only solitary males and yearlings disperse further). However, when good habitats are scattered within an unfavourable forest matrix, only habitat patch size seems to be important, suggesting that several km of unfavourable forests can be crossed easily. At the home range scale, the presence and abundance of hazel grouse is regulated by the availability of deciduous trees used as winter food and by the protective cover of a dense understory. Buds and catkins of softwood trees are the main foods in winter, and are reduced by modern forestry. We assume that good cover is a key point, notably for the *T. b. rhenana*, which is adapted to secondary, coppiced woods. In these habitats, young stages (10–40 years) of coppice provide suitable cover in winter because the dry leaves of young oak, hornbeam, etc. remain during the winter months and protect hazel grouse against predation. The availability of protein-rich spring foods for females during the pre-laying period and a well-developed herb layer during brood-rearing may be further prerequisites; bilberry is an important food throughout the year. Another negative parameter is the high generalist-predator pressure in Western Europe, causing nest loss and high mortality. Under these conditions, population viability requires a high survival rate of adults to compensate for depressed reproductive success (e. g. nest and chick predation). However, sufficient adult survival can be achieved only in optimum habitats. The tremendous decline of *T. b. rhenana* resulted from the large-scale abandonment of coppiced wood management, causing elevated predation pressure. The small habitat remnants in the modern landscape are insufficient to prevent demographic hazards.

Au niveau mondial, la Gelinotte des bois présente dans les forêts boréales de l'hémisphère Nord, n'est pas menacée. Pourtant, en Europe de l'ouest, l'aire de distribution est maintenant fragmentée et plusieurs populations régionales sont en déclin ou ont déjà disparu (STORCH 2007, SWENSON & DANIELSEN 1991). Dans le but d'alimenter la réflexion sur les mesures qu'il faudrait mettre en œuvre pour conserver ces populations, nous proposons de faire une rapide mise au point des connaissances sur les facteurs environnementaux agissant sur la dynamique de cette espèce en Europe de l'ouest après avoir présenté rapidement le statut territorial.

1 Distribution et état de conservation de *Tetrastes bonasia rhenana* en France

Plusieurs sous-espèces sont reconnues en Europe (voir A. SCHREIBER dans ce livre), dont *T. b. rhenana* qui motive la réalisation de cet ouvrage est maintenant au bord de l'extinction. Cette sous-espèce occupe ou occupait une aire restreinte à cheval entre quatre pays, Sud-Ouest de l'Allemagne, Nord-Est de la France, Luxembourg et Sud-Est de la Belgique. Elle est un des taxons aviens le plus menacé de la faune de France.

Les changements de l'aire de distribution d'une espèce sont, avec le statut numérique, un élément clé nécessaire à l'appréciation de l'état de conservation. Cependant, chez une espèce aussi discrète que la Gelinotte, ces premiers éléments de connaissance ne sont pas toujours faciles à acquérir, notamment pour les populations à faibles effectifs. Nous nous proposons cependant de réunir les informations disponibles pour présenter un panorama rapide de l'évolution du statut de la Gelinotte en France. Nous laissons le soin aux autres auteurs du présent ouvrage de détailler la situation dans les pays voisins.

En France, nous disposons de trois atlas ornithologiques successifs qui souvent rendent imparfaitement compte du statut réel de l'espèce (MONTADERT 2015, YEATMAN-BERTHELOT & JARRY 1994, YEATMAN 1976). Nous avons cependant la chance de disposer d'une succession d'enquêtes de présence menées à l'échelle communale auprès des utilisateurs du milieu (chasseurs, forestiers, naturalistes) et ce à cinq reprises au cours des décennies 1950, 1970, 1980, 1990 et 2000 (BUFFET & DUMONT-DAYOT 2011, CLABAUT 1982, COUTURIER 1964, DELOCHE & MAGNANI 2002, DRONNEAU 1981, MAGNANI *et al.* 1990, MAGNANI *et al.* 1991). Ces enquêtes permettent une évaluation assez précise des changements de l'aire de présence à l'échelle régionale depuis une soixantaine d'années. Elles montrent une opposition entre une très forte régression dans le quart Nord-Est du pays et, au contraire, une expansion dans les Alpes du Sud (Fig. 1.1).

L'essentiel de l'aire perdue à basse altitude dans le quart Nord-Est de la France était vraisemblablement occupée par la sous-espèce *T. b. rhenana*. Une enquête en cours auprès des forestiers et les informations éparses disponibles suggèrent que seul le Massif vosgien abrite encore une petite population reproductrice qui pourrait être seulement d'une cinquantaine de territoires actuellement, voire moins si l'on en croit les dernières prospections réalisées au printemps 2018 (J - J. PFEFFER, comm. pers.). On constate cependant une présence encore effective en Ardennes et même des contacts récents dans certains massifs de plaine en Argonne et en Haute Marne où l'espèce était censée avoir disparu depuis quelques dizaines d'années (enquête réseau avifaune

ONF, non publié). Il semble bien difficile d'expliquer la présence de quelques individus à plus de 100 km du premier noyau de présence car aucune des cinq explications possibles ne semble particulièrement plausible : erreur de détermination, dernier témoin d'une distribution passée, présence sporadique d'oiseaux erratiques, lâchers clandestins d'oiseaux nés en captivité, recolonisation récente.

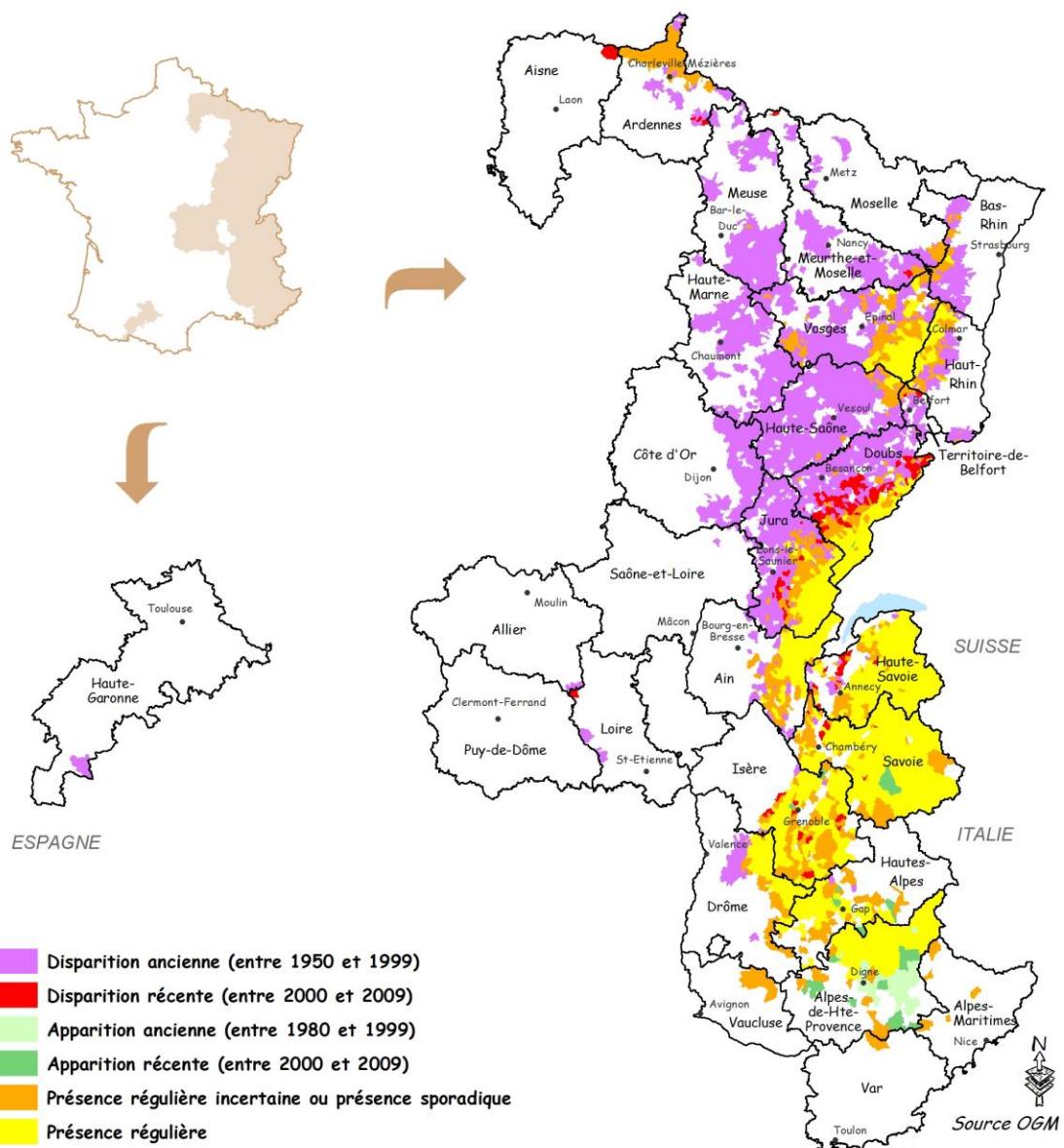


Fig. 1.1 Distribution communale de la Gelinotte des bois en France. Carte obtenue à partir de l'enquête de présence par commune conduite en 2009 par l'OBSERVATOIRE DES GALLIFORMES DE MONTAGNE auprès des utilisateurs et gestionnaires des milieux naturels. Carte reproduite de BUFFET & DUMONT-DAYOT (2011).

Abb. 1.1 Verbreitung und Rückgang des Haselhuhns in den Gemeinden von Ostfrankreich. Die Karte basiert auf einer Erhebung des OBSERVATOIRE DES GALLIFORMES DE MONTAGNE aus dem Jahr 2009. Gelbe Farbe bezeichnet Gemeinden mit regelmäßigerem Vorkommen im Zeitraum 2000–2009; Orange bezeichnet ungewisses oder sporadisches Vorkommen im selben Zeitraum; Hellgrün zeigt erstmalige Nachweise während der Periode 1980–1999, Dunkelgrün erstmalige Belege in den Jahren 2000–2009; Violett zeigt historische Vorkommen und Erlöschen im Zeitraum von 1950 bis 1999; Rot zeigt historische, heute erloschene Vorkommen bis zu den Jahren 2000–2009. Karte nach BUFFET & DUMONT-DAYOT (2011).

Dans ce contexte très négatif, en limite sud de l'aire de *T. b. rhenana*, la population qui occupe le Massif jurassien apparaît originale. D'un point de vue taxonomique d'abord car les oiseaux jurassiens présentent des caractéristiques phénotypiques intermédiaires entre *T. b. rhenana* et *T. b. styriaca* (BAUER 1960, A. SCHREIBER dans ce livre). D'un point de vue conservatoire ensuite, car contrairement aux Vosges, son statut est beaucoup moins précaire. Si les populations de basses altitudes ont effectivement régressé au point de disparaître pratiquement entièrement en dessous de 800 m d'altitude, aux altitudes supérieures ($> 800\text{--}1.000$ m), l'espèce est encore bien répandue et apparaît globalement stable depuis les années 1980–1990. Contrairement aux Vosges où seules des observations occasionnelles sont disponibles, dans le Massif jurassien, la Gelinotte est suivie par la méthode standardisée de la battue en ligne sur trois sites, initialement utilisée pour le suivi du Grand Tétras dès la fin des années 1970 ou le début des années 1990 (Fig. 1.2) (DESBROSSES 1996, LECLERCQ 1988, LECLERCQ *et al.* 1997, M. MONTADERT non publié, GROUPE TETRAS JURA, non publié).

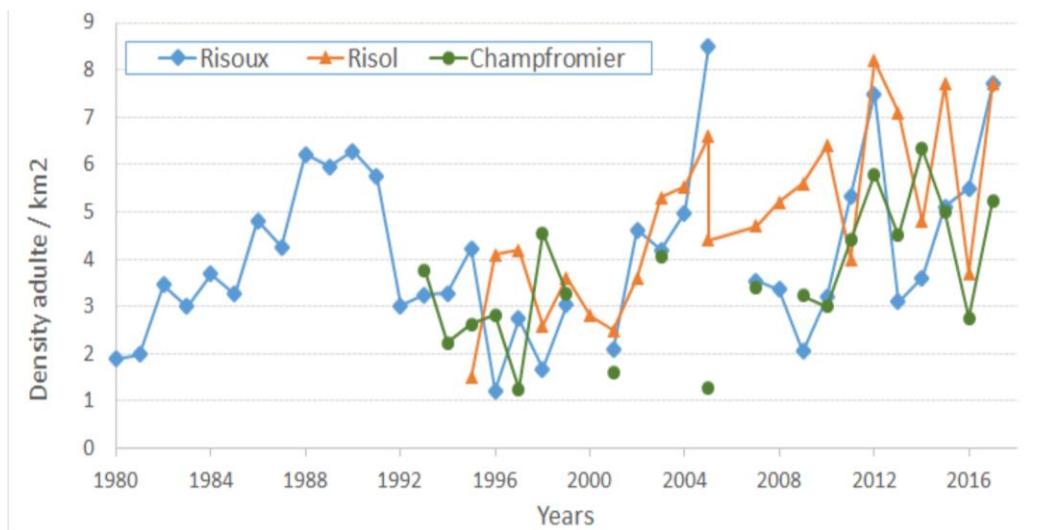


Fig. 1.2 Variations de la densité adulte de la Gelinotte des bois sur trois sites de comptages en battues estivales dans le Massif jurassien français entre 1980 et 2017. Massif du Risoux (département du Jura), massif du Risol (département du Doubs) et massif de Champfromier (département de l'Ain). Repris de DESBROSSES (1996), LECLERCQ (1988), LECLERCQ *et al.* (1997), M. MONTADERT non publié, GROUPE TÉTRAS JURA, non publié, ONCFS-SD01, non publié.

Abb. 1.2 Schwankungen der Bestandsdichte des Haselhuhns in drei Revieren des Französischen Jura in den Jahren 1980 bis 2017, ermittelt aus den Strecken der sommerlichen Jagden. Bei den Revieren handelt es sich um das Massif du Risoux (Département Jura), Massif du Risol (Département Doubs) und das Massif de Champfromier (Département Ain). Basierend auf DESBROSSES (1996), LECLERCQ (1988), LECLERCQ *et al.* (1997), M. MONTADERT unveröffentlicht, GROUPE TÉTRAS JURA unveröffentlicht, ONCFS-SD01 unveröffentlicht.

Les densités apparentes observées sur ces sites sont très fluctuantes mais stables, voire en légère augmentation sur le long terme. De plus, ces densités apparentes dépassent régulièrement quatre adultes aux 100 ha, jusqu'à un maximum de huit adultes aux 100 ha. Etant donné que la probabilité de détection lors des battues est obligatoirement inférieure à 1, il faut donc considérer que les forêts d'altitude du Massif jurassien abritent régulièrement des densités de Gelinottes d'au moins quatre couples aux 100 ha. Les raisons d'une telle différence de statut conservatoire entre les Vosges et le Jura restent à explorer. Il paraît cependant assez clair que l'histoire des pratiques sylvicoles des

massifs d'altitude (futaie régulière dans les Vosges, jardinée dans le Haut-Jura) a joué un rôle dans la grande différence de disponibilité des habitats entre ces deux massifs, conduisant à une fragilisation de la population vosgienne (forte fragmentation des taches d'habitats favorables).

Les Alpes sont occupées par la sous-espèce *T. b. styriaca*. Bien répandue sur une grande partie du massif, sa distribution dans le nord des Alpes a peu changé depuis une cinquantaine d'années, même si une baisse de l'abondance a été constatée dans les années 1970. Une centaine de sites IPPC¹ ont été mis en place entre 2008 et 2014 dans différents endroits des Alpes du nord qui ont montré que la Gelinotte était encore bien répartie mais souvent à très faible densité (≤ 1 couple/100 ha) (MONTADERT 2014).

Le fait le plus marquant de l'évolution de cette aire de distribution française intéresse le sud des Alpes dans le département des Alpes de Haute Provence où la Gelinotte est en expansion sensible depuis une cinquantaine d'années. Ainsi, l'espèce était absente historiquement au sud de la Durance. Les enquêtes réalisées suggèrent une colonisation de la vallée de l'Ubaye et du massif des Monges au cours des années 1950–1970, puis du haut Verdon au début des années 1990 (MONTADERT 2005, E. BELLEAU & M. MONTADERT non publié). Ce phénomène semble encore se poursuivre avec l'apparition de l'espèce dans les Alpes maritimes, sans toutefois qu'une véritable population ait réussi à s'implanter à ce jour (MONTADERT & LEONARD 2014). Le statut taxonomique de cette nouvelle population n'a pas été spécifiquement étudié, cependant une analyse de la structuration génétique des populations de gelinottes le long d'un gradient latitudinal du Jura aux Alpes de Haute Provence suggère que cette population, à faible diversité génétique, résulte de la colonisation d'un petit groupe de fondateurs issus de la population nord-alpine (ROZSA *et al.* 2015). L'ampleur de ce phénomène d'expansion géographique semble unique en Europe, même si une recolonisation est mentionnée de l'autre côté de la frontière dans les Alpes italiennes (DE FRANCESCHI 1994), ou plus récemment dans le centre de la Pologne (RUTKOWSKI *et al.* 2016). Il est important de signaler que malgré une tendance au déclin en Europe de l'Ouest, la Gelinotte peut encore au 21^{ème} siècle trouver des conditions environnementales permettant son expansion. Celle-ci est sans doute la conséquence de l'extraordinaire reconquête forestière qui a concerné l'ensemble des Alpes du Sud françaises à la suite de l'exode rural du milieu du 19^{ème} siècle.

2 Les fondamentaux de l'écologie de la Gelinotte en Europe de l'Ouest

En préambule, il est important de préciser que la biologie de la Gelinotte varie à l'intérieur de sa vaste aire de distribution mondiale. En effet, en Sibérie orientale, les gelinottes occupent des habitats beaucoup plus ouverts (formations claires de bouleaux et mélèzes) et sont mêmes grégaires en hiver, comportement inconnu dans le Paléarctique occidental (DROVETSKI 1997, RHIM & LEE 2003, SUN 1997, SWENSON *et al.* 1995). Les éléments présentés ici ne concernent ainsi que les populations occupant l'Europe de l'ouest.

¹ IPPC : Indice de Présence sur Placettes Circulaires est une nouvelle méthode indiciaire permettant d'estimer le niveau d'abondance de la Gelinotte au printemps à partir de la fréquence d'occurrence des indices de présence (fèces) dans des placettes de 20 m de rayon (MONTADERT *et al.* 2006).

Après un court rappel des fondamentaux de sa biologie, nous tentons à travers une approche multi-échelle de faire le lien entre ses exigences-clés en matière d'habitat et la dynamique de ses populations.

2.1 La Gelinotte : une espèce strictement forestière sensible à la fragmentation des boisements à l'échelle du paysage

Au sein des Tétraonidés européens, la Gelinotte est sans aucun doute l'espèce la plus liée à la forêt. Même le Grand Tétras, autre espèce typiquement forestière peut occasionnellement fréquenter de vastes clairières, voire même des landes très peu boisées dans certaines parties de son aire. Ce lien étroit avec la forêt se manifeste à l'échelle du paysage par une corrélation entre la probabilité de présence et la taille et le degré d'isolement des massifs forestiers. Cette question a été examinée dans différentes régions européennes, Finlande, Pologne et Tchéquie (ABERG *et al.* 2000, KAJTOCH *et al.* 2012, SEWITZ & KLAUS 1997). Ces études ont montré que des boisements favorables, éloignés de plus 200–300 m d'un massif forestier ne sont généralement pas occupés. La présence de corridors boisés augmente le taux d'occupation des taches d'habitats dans les boisements fragmentés. Ainsi quand on s'intéresse à la distribution à large échelle de la Gelinotte, les variables structurelles du paysage qui décrivent l'organisation spatiale des boisements contribuent fortement à expliquer la présence, éventuellement plus que les variables décrivant la qualité des boisements (KAJTOCH, op. cit.). L'explication probable de ce phénomène réside dans le comportement de la Gelinotte qui évite les milieux ouverts aussi bien à l'âge adulte que pendant la phase de dispersion juvénile. Bien qu'il ait été montré par suivi télémétrique que certains juvéniles traversent occasionnellement des milieux ouverts jusqu'à un km de large (MONTADERT & LEONARD 2006), la plupart de ces dispersants sont des jeunes mâles, comme cela a été confirmé par une synthèse des observations occasionnelles de gelinottes dans les milieux ouverts (MONTADERT & KLAUS 2011). Cet évitement des milieux ouverts associé à une dispersion post-natale à faible distance (médiane de 1.9 et 2.9 km respectivement pour les femelles et les mâles (MONTADERT & LEONARD 2011b) expliquent aussi la faible vitesse de recolonisation de l'espèce quand de nouveaux milieux apparaissent suite aux changements d'usages (exemple de la colonisation en cours des Alpes du Sud françaises (MONTADERT & LEONARD 2006, 2014).

En résumé, la fragmentation des boisements affecte négativement la probabilité de maintien à long terme des populations de Gelinotte. Il est vraisemblable que la déforestation massive de nombreuses montagnes européennes aux 18–19^{ème} siècles est à l'origine de certaines disparitions locales, comme dans les Pyrénées ou le Massif Central en France. Cependant, avec la reprise forestière qui a suivi l'exode rural dès la fin du 19^{ème} siècle, ce phénomène peut difficilement être évoqué pour expliquer les déclins observés récemment dans certaines régions. Ainsi, la constatation de la disparition récente de la Gelinotte en Schwarzwald (Forêt Noire) est remarquable alors même qu'il s'agit d'un des plus grands massifs forestiers continu d'Europe occidentale.

Nous venons d'évoquer ici l'impact de la fragmentation des boisements quand ils sont insérés dans une matrice paysagère globalement ouverte. Une autre forme de fragmentation doit aussi être considérée, celle de la fragmentation des habitats favorables englobés dans une matrice paysagère principalement forestière. Cette question est importante car plusieurs populations de gelinottes en déclin ou disparues se trouvent dans une situation où le problème n'est pas la fragmentation du

boisement mais la fragmentation des habitats forestiers favorables dispersés au sein de vastes entités forestières défavorables (voir cas de la Forêt Noire mentionné plus haut). Il est donc important de répondre à la question suivante : quel est le seuil minimum du pourcentage d'habitat favorable dans un massif boisé en dessous duquel les populations de gelinottes ne sont plus viables à long terme ? Plus précisément : quelle est la superficie minimale d'une tache d'habitat favorable nécessaire à l'implantation d'un couple reproducteur ? Quelle est la distance maximale entre les taches d'habitats favorables en dessous de laquelle les échanges d'individus et donc les probabilités de colonisation sont suffisantes pour assurer un fort taux d'occupation de ces habitats ? Ces aspects revêtent sans doute une importance capitale pour *T. b. rhenana* qui semble avant tout limitée par la faible disponibilité et la fragmentation importante des habitats encore favorables au sein de vastes ensembles forestiers.

Nous avons des éléments de réponse concernant la question de la superficie nécessaire à la présence régulière de l'espèce dans un contexte de matrice paysagère ouverte. Selon les études citées plus haut, la taille minimale des îles occupées se situe autour d'une vingtaine d'hectares. Dans un contexte de matrice principalement boisée avec cependant un faible pourcentage de forêt favorable, une étude finlandaise montre que seules les taches d'au moins dix ha sont régulièrement occupées (SAARI *et al.* 1998). Par contre, la question de l'impact potentiel de la distance entre les taches d'habitat reste moins documentée. Dans l'étude de SAARI *et al.* (1998), la probabilité de colonisation des taches d'habitats favorables à l'automne n'était influencée que par la proportion d'habitats ouverts bordant les taches et non pas par la distance entre taches favorables au sein de la matrice boisée. Ceci suggère qu'une matrice boisée, même défavorable reste facilement traversée par les jeunes en dispersion. En Scandinavie, ABERG *et al.* (1995) ont abordé cette question dans un contexte de forêt industrielle où les bons habitats sont rares et éloignés les uns des autres. Il s'avère que des taches d'habitat espacées de deux km semblent encore connectées car elles sont régulièrement occupées. Ainsi, un espace boisé défavorable à l'implantation d'un territoire ne constituerait pas pour autant une barrière aux déplacements comme le seraient plusieurs centaines de mètres d'habitats ouverts. Si c'est le cas, la fragmentation des habitats favorables dans une matrice boisée peut être directement quantifiée par le pourcentage de superficie favorable restante et par la superficie moyenne des taches. Ces paramètres détermineraient ainsi directement la taille maximale potentielle de la population régionale.

Se pose ainsi la question suivante : quelle est la taille minimale d'une population viable de Gelinotte ? Traiter cette question passe par la construction de modèles démographiques (analyse de viabilité) qui utilisent non seulement les paramètres démographiques moyens (survie des différentes classes d'âge et de sexe, fécondité) mais simulent aussi la stochasticité démographique (effet aléatoire lié au faible effectif) et environnementale (variabilité interannuelle de l'environnement affectant les paramètres). Outre la dimension démographique de ces modèles, ceux-ci peuvent aussi tenter de modéliser les effets de la perte de diversité auxquels les populations de petites tailles sont couramment exposées. A notre connaissance un tel travail n'a pas été réalisé pour la Gelinotte.

On peut cependant rappeler les points suivants :

- Les paramètres démographiques moyens sont susceptibles de varier assez fortement d'une région à l'autre, rendant toute généralisation à partir de paramètres mesurés localement, extrêmement risquée.

- La variabilité environnementale est un facteur majeur d'augmentation des risques d'extinction des petites populations isolées. En soi, cette variabilité peut suffire à expliquer des extinctions dès lors que les populations sont passées sous un certain seuil numérique.
- Bien que le potentiel reproductif soit important chez cette espèce à l'instar des autres Galliformes, il n'est que rarement réalisé dans les conditions écologiques rencontrées en Europe occidentale du fait d'une pression de prédation importante (voir plus loin).

Dans un essai de modélisation de la viabilité des populations de Grand Tétras, GRIMM & STORCH (2000) donnent 470 individus comme effectif minimum d'une population viable. Empiriquement, si l'on retient que la survie adulte de la Gelinotte doit être en moyenne inférieure d'au moins 10 % à celle du Grand Tétras, que les distances de dispersion juvénile sont bien plus faibles chez la Gelinotte, que les quelques données de suivi à long terme (notamment dans le Jura Français) montrent que les populations fluctuent assez fortement même dans des habitats stables (voir Fig. 1.2), on peut faire l'hypothèse que le seuil de viabilité d'une population de Gelinotte devrait être supérieur à cette valeur de 470 individus.

2.2 La Gelinotte des bois : une espèce extrêmement sédentaire et territoriale

Disposer de larges étendues forestières ne suffit pas à garantir la présence de la Gelinotte, il faut aussi que les boisements présentent des caractéristiques de composition et de structure bien particulières. Ces caractéristiques doivent être évaluées au regard des exigences spatiales de l'espèce elles-mêmes contrôlées par des constantes comportementales bien spécifiques.

Du point de vue comportemental il est important de rappeler les points suivants.

- **La Gelinotte, une espèce sédentaire**

Elle occupe toute l'année un domaine spatial qui varie peu d'une saison à l'autre². Au moins dans des conditions d'habitats optimales, les oiseaux suivis par télémétrie ne montrent pas de déplacements marqués d'une saison à l'autre (MONTADERT 2005). Certaines études qui montrent des changements de domaines hivernaux et estivaux se situent dans des environnements plus simplifiés où l'ensemble des phases du cycle biologique ne peuvent être accomplies dans un même type de boisement (voir par exemple les études menées sur les dernières gelinottes de Schwarzwald [Forêt Noire] par LIESER 1995). Il faut cependant souligner que le fort recouvrement des domaines saisonniers dans les habitats favorables ne concerne pas le moment de l'élevage des jeunes. Globalement, le comportement spatial des nichées de Gelinotte a été très peu étudié. Dans l'étude de MONTADERT (2005), huit nichées suivies par télémétrie ont toutes, sauf une, occupé un espace largement séparé du domaine vital printanier de la femelle. En fait dans tous les cas, le nid était situé dans le domaine, plutôt en situation centrale, mais la femelle emmenait rapidement les jeunes après l'éclosion à des distances variables du domaine printanier. Par conséquent, on peut faire l'hypothèse que le domaine vital plus ou moins défendu au printemps (et dès l'automne) par les deux sexes ne sert pas à préserver un espace favorable à l'élevage des jeunes. On suppose plutôt

² Comme rappelé en introduction, les différents points développés ici concernent uniquement les populations de Gelinotte du Paléarctique occidental. Les populations est-asiatiques peuvent avoir des comportements très différents tels que le grégarisme hivernal ou la migration saisonnière.

que cette défense territoriale qui conduit à un espacement régulier des couples dans les espaces forestiers uniformément favorables, est en rapport avec la défense d'une ressource hors période estivale. MONTADERT (2011) discute ce point et propose que ce soit en fait la ressource « sécurité » qui est prioritaire plutôt que les ressources alimentaires (voir plus loin).

■ Des exigences spatiales réduites

Les domaines vitaux annuels varient d'une dizaine à une centaine d'ha. Dans des conditions d'habitat très favorables dans les Alpes du Sud françaises, MONTADERT (2005) donne une superficie moyenne de 41 et 44 ha (polygones convexes) pour les domaines vitaux annuels des mâles ($n = 26$) et des femelles ($n = 6$) respectivement. Les valeurs extrêmes vont de 13 ha à 165 ha. En Schwarzwald (Forêt Noire), LIESER (1994) trouve par la même méthode, une soixantaine d'hectares ($n = 5$). Les domaines saisonniers varient peu et sont aussi souvent compris entre 10 et 50 ha selon les circonstances. En Bayerischer Wald (Forêt de Bavière), KÄMPFER-LAUENSTEIN (1995) trouve des domaines saisonniers de 15 à 30 ha, valeurs comparables trouvées en Suède (DANIELSEN 1990). MONTADERT (2005) donne des valeurs variant de 8 ha pour les plus petits domaines printaniers de mâles appariés à plus 300 ha pour des domaines printaniers de mâles célibataires.

En fait, au-delà de l'influence de la qualité de l'habitat, deux caractéristiques intrinsèques aux individus influencent fortement la taille des domaines vitaux, il s'agit du statut d'appariement et de l'âge. Ainsi, chez les mâles, on constate une grande différence d'occupation printanière de l'espace selon leur statut de mâles appariés ou célibataires. Les mâles célibataires (même adultes) réalisent au printemps de fréquents déplacements exploratoires à la recherche de femelles ce qui les conduit parfois à plusieurs km de leur domaine habituel, augmentant d'autant sa superficie (dans le cas de l'étude de MONTADERT 2015, les domaines printaniers des mâles célibataires étaient en moyenne de 122 ha contre 19 ha pour les mâles appariés). Ce phénomène n'existe pas ou est exceptionnel pour les femelles, normalement toujours appariées au printemps. Leurs domaines printaniers avant les éclosions sont de 12 ha en moyenne dans les Alpes du Sud (polygones convexes) (MONTADERT & LEONARD 2011a). Par contre, la superficie des domaines estivaux des femelles change selon qu'elles sont ou non accompagnées d'une nichée. Les domaines estivaux des femelles ayant échouées leur reproduction sont en moyenne de 21 ha ($n = 4$, méthode des noyaux à 95 %) et de 55 ha ($n = 8$) pour celles accompagnées d'une nichée (MONTADERT 2005). En fait, le comportement des nichées suivies par télémétrie dans les Alpes du Sud s'est avéré extrêmement variable allant d'une occupation d'un domaine clairement défini à une errance pouvant les conduire à 2 km du nid.

L'autre facteur jouant sur le comportement spatial est l'âge. Cet effet est très significatif entre les mâles immatures qui présentent souvent un comportement erratique pendant leur premier hiver ce qui augmente considérablement la superficie occupée à cette période (moyenne de 141 ha de domaine vital hivernal immature contre 41 ha pour les adultes à la même saison, méthode des noyaux).

■ La Gelinotte, une espèce territoriale

Au sein de la sous-famille des Tétraonidés, la Gelinotte apparaît, avec le Lagopède d'Ecosse (*Lagopus lagopus scotica*), être la plus constamment territoriale au cours de l'année. Ce comportement se manifeste dès l'automne par le cantonnement des oiseaux dans un domaine vital bien

circonscrit qui est activement défendu contre les autres individus du même sexe. De nombreuses observations empiriques (via le suivi télémétrique ou la repasse des chants des deux sexes), montrent que les deux sexes participent activement à cette défense, même si c'est le mâle qui se montre le plus démonstratif, notamment au niveau de l'activité de chant (BERGMANN *et al.* 1996, MONTADERT 2005). En fait même si le chant spontané de la femelle est exceptionnel, elle répond activement à la repasse en émettant divers sons dont un chant aux caractéristiques bien distinctes de celui du mâle. Cette défense territoriale est évidemment la plus intense au printemps au moins jusqu'à la ponte, mais elle peut aussi se manifester au cœur de l'hiver, allant parfois jusqu'à de véritables combats entre deux mâles, voire entre deux couples (obs. pers.). La conséquence de ce comportement est qu'il fixe probablement une limite supérieure à la densité des couples cantonnés dans les habitats favorables. Quand l'habitat est continument favorable sur quelques centaines d'hectares (cas de figure rare dans nos régions mais rencontré dans le site d'étude des Alpes du Sud), on constate une distribution régulière des territoires qui ne peut s'expliquer que par ce phénomène d'exclusion territoriale (MONTADERT 2005). Dans cette étude, la distance moyenne entre les centres des territoires voisins était de 324 m, avec une distance minimum observée de 202 m. Cette distance inter-territoire convertie en densité donne un couple aux 10 ha en moyenne dans la zone d'étude. Une estimation de la densité sur ce site établie à partir du génotypage des fèces réalisée quelques années plus tard a justement conduit à une estimation de cet ordre de grandeur (20 adultes/100 ha, MONTADERT & JACOB, non publié). Des densités supérieures à 10 couples/100 ha sont exceptionnellement citées dans la littérature, essentiellement en Pologne, dans le Nord de l'Europe et en Russie où elles atteignent 15 couples/100 ha (PYNNÖNEN 1954, WIESNER *et al.* 1977). Ces densités printanières associées à un succès reproducteur d'au moins quatre à cinq jeunes par poule expliquent pourquoi, certains automnes, dans la taïga russe des densités proches de un individu/ha sont parfois mentionnées (repris de DRONNEAU 1984, mais voir aussi les données plus récentes de pics d'abondance de 60 à 90 gelinottes/100 ha dans la région de Pinega en Russie (HJELJORD *et al.* 2011). Bien sûr ces densités ne sont pas connues en Europe occidentale, en tout cas pas de nos jours. Toutefois localement quand l'habitat est très favorable sur quelques dizaines d'ha, il est encore possible d'observer plusieurs couples occupant une petite surface. Il est vraisemblable compte-tenu des données de densités maximales citées dans la littérature et des distances minimales entre territoires voisins mentionnées ici, qu'une superficie de 5 ha d'habitat optimal soit le seuil de surface minimale nécessaire à l'implantation d'un couple.

Il faut aussi mentionner que dans les Alpes du Sud, les domaines printaniers étaient supérieurs à cette surface et compte tenu de la densité observée, les domaines voisins étaient en fait tous partiellement chevauchants, seul le cœur du domaine était vraisemblablement complètement exclusif. Dans un contexte scandinave, SWENSON (1995) propose cependant une quarantaine d'hectares comme unité spatiale de référence pour un couple reproducteur, servant de base à la prise en compte de la Gelinotte dans les plans d'aménagements forestiers. Ainsi l'échelle spatiale d'un domaine vital de Gelinotte est similaire à celle de la parcelle forestière, échelle dans laquelle s'inscrivent les modalités d'interventions de gestion sylvicole. C'est donc à cette échelle qu'il faut évaluer les caractéristiques de l'habitat indispensables à l'oiseau.

2.3 La Gelinotte des bois : une espèce aux exigences écologiques bien spécifiques

Le lien entre l'habitat et la présence de la Gelinotte a fait l'objet d'assez nombreux travaux que l'on va tenter de résumer comme suit. Les paramètres abiotiques comme l'exposition, la pente, l'humidité, voire même l'altitude ne semblent pas directement déterminants (voir discussion plus loin). La composition du peuplement forestier est aussi assez variable et l'espèce se rencontre aussi bien dans des formations principalement résineuses, mixtes et plus rarement feuillues.

En fait, deux caractéristiques de la niche sont le plus souvent mentionnées :

- la présence des essences ligneuses utilisées comme ressource alimentaire en hiver,
 - la forte structuration verticale et horizontale des boisements.
-
- **1^{ère} ressource clé : les essences feuillues en hiver**

Ce premier facteur est lié à l'écologie alimentaire de la Gelinotte qui se caractérise par un contraste saisonnier très marqué avec, en hiver, un régime alimentaire pratiquement uniquement composé de bourgeons, chatons, d'essences arbustives feuillues. Les noms allemand (Haselhuhn) et anglais (hazel grouse) de la Gelinotte sont d'ailleurs révélateurs d'une préférence marquée pour le Noisetier (*Corylus avellana*), en particulier pour ses chatons mâles qui formés dès l'automne, sont disponibles jusqu'en mars avant la pollinisation. Deux autres essences qui pareillement ont leurs chatons mâles formés dès l'automne sont aussi particulièrement sélectionnées notamment en Europe du Nord, le Bouleau (*Betula* spp.) et l'Aulne (*Alnus* spp.) (AHNLUND & HELANDER 1975, SALO 1971, SWENSON 1993). Dans les faits, selon les conditions écologiques, un grand nombre d'essences sont utilisées. Outre celles déjà citées, on peut mentionner en plaine, le Charme (*Carpinus betulus*), le Saule (*Salix caprea*), l'Aubépine (*Crataegus* spp.) et en moyenne montagne fréquemment le Sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*) ou le Hêtre (*Fagus sylvatica*) (HEIM DE BALSAC 1935, JACOB 1988, OSTI 1977, ZBINDEN 1979). Cette dépendance alimentaire hivernale envers les essences feuillues, n'implique cependant pas que la Gelinotte préfère les boisements feuillus aux peuplements résineux, bien au contraire.

- **2^{ème} ressource clé : un couvert protecteur**

La plupart des études mentionnent l'importance de la prise en compte de l'organisation structurale du couvert ligneux pour décrire les habitats à Gelinotte. Selon la façon dont ce paramètre est mesuré, elles citent l'importance de la diversité horizontale et/ou verticale du couvert, la présence de jeunes arbres ou de jeunes stades forestiers, d'arbres bas branchus ou de résineux à fort couvert comme l'Epicéa (*Picea abies*) (ABERG et al. 2003, DANIELSEN 1990, EIBERLE & KOCH 1975, KOCH 1978, LUDWIG & KLAUS 2017, MATHYS et al. 2006, MATYSEK et al. 2017, MULHAUSER et al. 2003, MÜLLER et al. 2009, SACHOT et al. 2003, WIESNER et al. 1977). Dans une analyse comparative de cinq massifs forestiers du Jura et des Alpes du Sud, la présence/absence de la Gelinotte pouvait être simplement expliquée par une seule variable, le recouvrement de branches résineuses entre un et sept mètres de hauteur ! Dans cette étude, un massif de hêtraie-sapinière à fort pourcentage de Hêtre et d'autres feuillus présentait la densité de Gelinotte la plus faible alors qu'elle était assez forte dans une pessière-pinède extrêmement pauvre en essences alimentaires (MONTADERT 2005). Ce lien étroit entre probabilité de présence de la Gelinotte et architecture du couvert trouve sa

confirmation dans le bon pouvoir prédictif des modèles de distribution de la Gelinotte utilisant le LiDAR (Light Detection And Ranging), une technologie qui permet une cartographie fine en trois dimensions de la structure du couvert végétal via l'utilisation d'un laser aéroporté (BAE *et al.* 2014, RECHSTEINER *et al.* 2017, ZELLWEGGER *et al.* 2014).

Comment expliquer le rôle de l'architecture du couvert dans la présence de la Gelinotte ? Très vraisemblablement, cette architecture est indirectement une mesure du niveau de sécurité apporté par l'habitat, en particulier pour protéger la Gelinotte des attaques de l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis*). Ce rapace est, avec la Martre (*Martes martes*), le prédateur (et donc la cause de mortalité) principal des adultes. Ceux-ci ne peuvent s'en protéger efficacement qu'en échappant à sa détection dans un habitat suffisamment dense et finement structuré, particulièrement pendant la période sans feuilles (MONTADERT & LEONARD 2003, SWENSON 1991).

L'importance relative de la composition (disponibilité des ressources alimentaires) ou de la structure (sécurité apportée par le couvert) est en fait difficile à évaluer car les deux facteurs sont souvent spatialement liés. Ainsi, la plupart des essences feuillues alimentaires sélectionnées par la Gelinotte sont des essences qui ont besoin de lumière pour se régénérer. Ceci implique qu'au moins par endroits, suffisamment de lumière arrivent au sol, caractéristique favorisée par une structure en mosaïque du couvert forestier. Ainsi, tant que la sylviculture pratiquée ne tend pas à éliminer les essences feuillues non commerciales, des boisements bien structurés horizontalement s'avèrent aussi souvent assez riches en essences feuillues. C'est notamment le cas dans les formations à dominante résineuse des moyennes montagnes où seule une structure irrégulière en mosaïque permet aux essences feuillues héliophiles de se maintenir.

Qu'en est-il dans le contexte des forêts de plaine, autrefois occupées par la sous-espèce *T. b. rhenana* ? Historiquement, la Gelinotte a toujours été associée dans ce contexte à un habitat secondaire résultant du régime sylvicole du taillis feuillu à courte révolution (20–30 ans) (ERARD 1961, HEIM DE BALSAC 1935, LEDANT 1991, SCHMIDT & HEIDT 1997, SIEUX & DELVINGT 1997). De notre point de vue, ce n'est pas tant qu'il présente en abondance les essences feuillues (notamment le Noisetier) utilisées comme ressource alimentaire hivernale mais aussi, et surtout, parce que la structure du taillis est la seule dans les formations feuillues à offrir une protection adéquate contre les prédateurs (en particulier contre l'Autour des palombes). Il est intéressant de mentionner une caractéristique particulière, appelée ‘marcescence du feuillage’, qui contribue fortement au pouvoir protecteur de ces taillis feuillus. En effet, ce phénomène est observé régulièrement dans les habitats de plaine favorables à l'espèce. Il se traduit par la persistance des feuilles mortes qui restent accrochées tout l'hiver sur les branches des jeunes feuillus, notamment des chênes et des charmes. D'une façon générale, dans ces habitats feuillus, tous les éléments végétaux persistants en hiver doivent être considérés comme améliorant la protection et donc la qualité de l'habitat. On peut citer, selon les circonstances, la présence de Lierre (*Hedera helix*), de Buis (*Buxus sempervirens*), d'If (*Taxus baccata*) ou de Houx (*Ilex aquifolium*).

L'importance de l'encombrement du couvert des taillis explique aussi pourquoi il a été parfois mentionné un lien entre les peuplements feuillus occupés par la Gelinotte à basse altitude et certaines conditions édaphiques particulières. Ainsi, la Gelinotte occupait certaines chênaies thermophiles sur sols calcaires qui gardent un caractère buissonnant plus longtemps du fait d'une productivité très faible de ces stations. À l'opposé, des boisements hygrophiles comme certaines aulnaie-frênaies alluviales en bordure de Saône (Nord-Est de la France) étaient aussi encore

fréquentées dans les années 1980 (DESBROSSES 1997). Ces deux habitats, très différents d'un point de vue des conditions abiotiques, partagent en fait une caractéristique structurale identique, un sous-étage dense de taillis feuillu, seul couvert suffisamment protecteur en période hivernale. Dans les conditions écologiques de plaine, la forte productivité végétale implique une croissance rapide du taillis après coupe. Ainsi dans des forêts feuillues en Côte-d'Or à 230 m d'altitude, DESBROSSES (1983) n'a trouvé la Gelinotte que dans des parcelles dont l'âge du taillis était compris entre 13 et 17 ans. En moyenne montagne, quand le régime du taillis était encore pratiqué, on peut penser que l'habitat restait favorable plus longtemps, peut-être jusqu'à 40 ans après coupe.

Ces deux dimensions clés de la niche écologique intéressent en fait principalement la période hivernale, période qui est à la fois celle d'une forte spécialisation alimentaire et celle d'une baisse du pouvoir protecteur du couvert. Cependant, il existe deux autres moments importants du cycle biologiques de la Gelinotte susceptibles d'être influencés par certaines caractéristiques de l'habitat. Il s'agit de la période précédant la ponte et celle de la période d'élevage des jeunes.

■ **3^{ème} ressource clé : une alimentation riche disponible avant la couvaison ?**

La période précédant la couvaison correspond à une période de forte demande énergétique de la part des femelles de Gelinotte qui doivent accéder à une nourriture riche en protéines pour produire des œufs de qualité. Au sein des Tétraonidés, la Gelinotte est une des espèces qui investit proportionnellement à son poids, le plus d'énergie dans la ponte (JÖNSSON *et al.* 1991). La ponte représente selon sa taille, entre 30 % et 40 % du poids de la femelle. Cet investissement se manifeste par une prise de poids importante des femelles (environ 25 %) qui débute environ un mois avant la ponte (SWENSON 1991, M. MONTADERT non publié). Dans ces conditions, la disponibilité d'une nourriture riche en protéine (et d'autres composés) apparaît probablement cruciale pour les femelles en début de printemps. Pourtant à cette période, les ressources alimentaires sont souvent limitées. En Scandinavie, SWENSON (1991) cite les inflorescences de la Linaigrette (*Eriophorum*), comme ressource activement sélectionnée dans les stations les plus pauvres. En Russie, BORCHTCHEVSKI (1999) montre que les femelles avant la couvaison sélectionnent activement les chatons de Saule et les pousses de Prèle (*Equisetum*). Ainsi, une bonne disponibilité de diverses espèces de dicotylédones en croissance est considérée comme un facteur clé par plusieurs auteurs (AHNLUND & HELANDER 1975, EIBERLE & KOCH 1975, WIESNER *et al.* 1977). Toutefois, dans les forêts mixtes montagnardes d'Europe occidentale, l'alimentation printanière est surtout composée de bourgeons débourrant de feuillus notamment de sorbiers et de hêtres, ressources souvent abondantes et assez riches en protéines (ZBINDEN 1979). Dans les Alpes du Sud, bien que ces bourgeons débourrant soient aussi disponibles en abondance, nous avons constaté que les gelinottes recherchaient activement les chatons mâles de Saule marsault au moment de leur apparition en Mars. Certains individus effectuaient de petits déplacements pour être proches d'un saule particulier, utilisé pendant plusieurs années par les gelinottes se succédant sur le territoire (MICHEL 2006). La sélection active à cette époque pour des plantes souvent rares dans le milieu et qui contribuent assez faiblement au bol alimentaire journalier, suggère des besoins nutritionnels spécifiques que seules ces plantes sont capables de fournir.

Quel est le caractère potentiellement limitant de ces ressources alimentaires printanières dans les conditions communément rencontrées en Europe occidentale ? Nous ne le savons pas précisément,

mais au moins dans certains milieux à faible diversité botanique, elles pourraient constituer un facteur environnemental important contribuant au bon état physique des femelles et ainsi indirectement via la qualité des œufs, à la survie des poussins et donc finalement au succès reproducteur.

■ 4^{ème} ressource clé : l'habitat des nichées ?

La période estivale de juin à août correspond à l'élevage des nichées. Contrairement à d'autres Tétraonidés comme le Tétras-lyre ou le Grand Tétras, cette phase importante a été peu étudiée chez la Gelinotte dans le Paléarctique. DE FRANCESCHI & BOTTAZZO (1995) comparent l'habitat de zone de nichées avec des sites tirés au hasard. DANIELSEN (1990), MONTADERT (2005) et MONTADERT & LEONARD (2004) ont suivi quelques nichées par télémétrie et caractérisé l'habitat sélectionné. Ils constatent que dans les Alpes du Sud, les domaines vitaux des nichées ont souvent une superficie supérieure à celle des domaines printaniers des poules, de l'ordre d'une quarantaine d'hectares en moyenne. Toutefois, dans le cas de nichées très mobiles réalisant des grands déplacements sans revenir sur leurs pas, la notion même de domaine vital n'a guère de sens. En accord avec cette grande variabilité de comportement spatial, les poules accompagnées de nichées ne semblent pas territoriales. Dans certaines conditions, un même secteur peut abriter plusieurs nichées simultanément et nous avons même pu constater que les jeunes pouvaient passer d'une poule à l'autre lors de rencontres fortuites (M. MONTADERT, non publié).

Pour l'essentiel, la constante qui caractérise l'habitat des nichées est la présence d'une forte couverture d'Herbacés ou d'Ericacées ne dépassant pas 20–30 cm de hauteur (notamment la Myrtille *Vaccinium myrtillus*, plante présente sur la majeure partie de l'aire mondiale de l'espèce). La présence d'un couvert ligneux est aussi indispensable, les nichées de Gelinottes restant toujours à proximité du couvert ligneux. Dans les habitats à nichées, la strate herbacée-myrtille peut avoir un recouvrement assez uniforme dans des boisements suffisamment clairs et lumineux, mais elle peut être aussi distribuée par taches à la faveur de micro-trouées dans des boisements plus denses structurés en mosaïque horizontale.

Dans quelles conditions les exigences écologiques en période d'élevage des jeunes influencent-ils l'abondance de la population ? Nous pensons que dans le contexte montagnard, ces conditions sont suffisamment présentes pour être rarement « limitantes » la plupart du temps. De plus, même quand certains territoires printaniers sont peu favorables à l'élevage des jeunes, on peut penser que la forte mobilité des femelles suitées leur permet d'atteindre des secteurs plus favorables se trouvant en dehors du domaine printanier. C'est probablement ce phénomène qui est à l'origine d'une plus forte occupation des zones de pré-bois par les nichées en été que par les adultes au printemps, dans une forêt du Haut-Jura (DESBROSSES 1997).

En conclusion, il apparaît que parmi les différentes ressources utilisées par la Gelinotte des bois au cours de son cycle annuel, la fonction de sécurité apportée par le couvert dans les strates 1 à 5–7 m est le facteur principal d'un habitat de qualité.

Concernant la sous-espèce *T. b. rhenana*, la présence d'un couvert de sécurité constitué d'un taillis suffisamment dense est probablement encore plus importante du fait de l'absence des résineux et probablement aussi à cause d'une densité de prédateurs plus importante à basse altitude que dans les habitats montagnards.

3 Dynamique des populations de Gelinotte et caractéristiques de l'habitat à plusieurs échelles spatiales

Cette question du lien entre l'habitat et les ressources utilisées au cours du cycle annuel et la démographie d'une population locale est cruciale pour mieux comprendre les causes du déclin constaté de la sous-espèce *T. b. rhenana*. Cependant, un des points faibles des études de sélection de l'habitat qui s'appuient sur la comparaison entre les ressources disponibles et les ressources utilisées est qu'elles ne permettent pas de faire ce lien. Ainsi, une ressource peut apparaître comme sélectionnée dans certaines conditions locales sans pour autant être « limitante », parce qu'en l'absence de cette ressource, l'animal développe des stratégies alternatives lui permettant de maintenir constante sa valeur sélective.

A notre connaissance, seulement deux études ont été publiées qui fournissent des données sur la survie individuelle grâce au suivi télémétrique d'un nombre conséquent d'individus³, SWENSON (1991) en Suède et MONTADERT (2003, 2005) dans les Alpes du Sud. Seul SWENSON (1991) relie directement les caractéristiques de l'habitat à la survie en montrant que dans sa zone d'étude de 300 ha, les oiseaux cantonnés ont des survies différentes selon le degré de couvert résineux des territoires (en particulier de l'Epicéa). Dans les Alpes du Sud, il n'a pas été possible de relier la variation de survie individuelle aux caractéristiques de l'habitat des territoires. Cependant, globalement, les survies annuelles sont apparues plutôt élevées par rapport aux survies observées chez d'autres espèces de Galliformes de taille similaire : 0.73 pour les mâles ($n = 42$), 0.64 pour les femelles ($n = 26$)⁴. Mêmes les survies des immatures entre septembre et juin, classiquement faibles chez les jeunes Tétraonidés, étaient relativement élevées : mâle immature 0.62/ $n = 29$, femelles immatures, 0.74/ $n = 16$. Du fait de la rareté des informations disponibles sur la démographie de la Gelinotte, il est difficile de commenter ces valeurs de survie, mais les données publiées chez les autres espèces suggèrent que ces taux de survie étaient relativement élevés alors même que la communauté de prédateurs était bien représentée (notamment Martre *Martes martes* et Autour des palombes *Accipiter gentilis*). Nous avons interprété ce fait comme la conséquence de la présence de vastes habitats de bonne qualité, notamment du point de vue du couvert de sécurité.

Pour autant, le succès reproducteur mesuré par battue en ligne ou à partir des femelles équipées d'émetteurs, n'est pas apparu particulièrement élevé dans ce site d'étude. Ainsi l'âge ratio obtenu lors des battues estivales était en moyenne de 0.28 jeunes/adultes en août, comparable à celui observé dans la Massif jurassien soit 0.3–0.35 jeunes/ adultes en moyenne (DESBROSSES 1996, LECLERCQ 1988, LECLERCQ *et al.* 1997, M. MONTADERT non publié, GROUPE TETRAS JURA, non publié). Le suivi des poules équipées d'émetteurs ($n = 39$) a montré que le niveau élevé de prédation des nids (taux de destruction de 66 %) jouait un grand rôle dans ce faible succès reproducteur (MONTADERT & LEONARD 2011a). L'existence d'une population manifestement dynamique (expansion en cours dans les Alpes du Sud) et à forte densité (> 5 couples/100 ha), alors même que

³ KÄMPFER-LAUENSTEIN (1995) a capturé 30 individus mais n'a pas publié de résultats concernant la survie. LIESER (1994) n'a capturé que six gélinottes.

⁴ Valeurs reprises de MONTADERT & LEONARD (2007). Elles sont légèrement différentes de MONTADERT (2003) du fait d'un nombre plus grand d'individus suivis.

du fait de la prédation, la réussite de la reproduction était très en deçà du potentiel théorique, nous a conduit à proposer un modèle empirique reliant la dynamique des populations locales à la qualité de l'habitat à l'échelle du territoire et du paysage. Ce modèle empirique fait le lien entre le niveau d'abondance moyen d'une population locale occupant quelques centaines à quelques milliers d'ha, ses fluctuations interannuelles et la proportion relative à cette échelle spatiale, de trois types d'habitats forestiers classés selon leur capacité d'accueil pour la Gelinotte (Fig. 1.3).

Dans ce modèle, les habitats définis comme favorables sont ceux où la survie des adultes est suffisamment élevée pour compenser un succès reproducteur faible en moyenne. Ces habitats dès lors qu'ils sont connectés par la dispersion juvénile, sont normalement occupés en permanence par des couples. Les habitats moyennement favorables sont ceux où une moindre qualité du couvert conduit à une survie plus faible en moyenne. Ils ne sont donc théoriquement occupés qu'irrégulièrement, notamment après les années de bonne reproduction. Les habitats défavorables ne sont pas occupés durablement par des couples, à la fois parce que la survie individuelle y est très basse (faible qualité du couvert de sécurité) et parce que les jeunes individus en dispersion ne s'y installent pas. Selon les proportions relatives de ces différents habitats, les populations se positionnent le long de ce gradient d'abondance et de fluctuations interannuelles. Le cas critique étant celui où il n'existe pas d'habitats favorables suffisamment grands pour abriter un territoire et où seule subsiste éventuellement une faible proportion d'habitats moyennement favorables (seuil proposé empiriquement à 20 %).

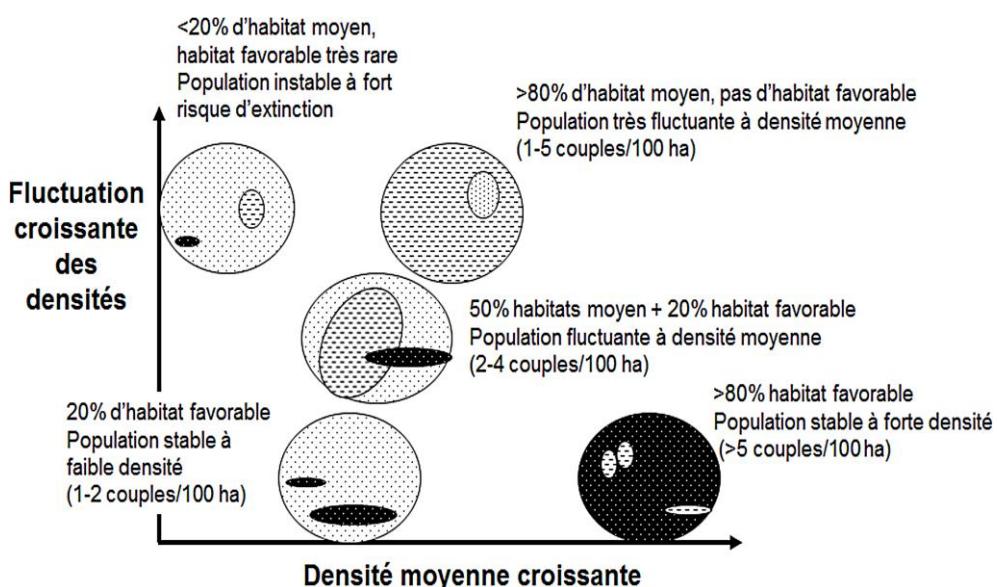


Fig. 1.3 Représentation graphique d'un modèle empirique de dynamique des populations de Gelinotte des bois, reliant la proportion relative et la qualité des habitats forestiers avec l'abondance moyenne et les fluctuations inter-annuelles de l'abondance. Les paysages forestiers se positionnent dans ce double gradient selon leur proportion relative de trois types d'habitats forestiers : habitat favorable (en noir), habitat moyennement favorable (hachuré) et habitat défavorable (pointillé), voir explications complémentaires dans le texte.

Abb. 1.3 Empirisches Modell zur Populationsdynamik des Haselhuhns bei unterschiedlicher Biotopausstattung. Die Waldbedeckung einer Landschaft und die Biotopqualität des Waldes werden in Beziehung gesetzt zur Abundanz des Haselhuhns und deren jahrweisen Schwankungen. In diesem doppelten Gradienten werden die Forsthabitatem in drei Kategorien dargestellt: Für Haselhühner günstiges Habitat (schwarz), mittlere Eignung des Habitats (schraffiert) und ungünstiges Habitat (punktiert). Für weitergehende Erläuterung siehe Text.

Nous résumons ci-dessous les points clés :

A l'échelle du domaine vital

- La présence d'un couvert de sécurité entre un et sept mètres est le facteur clé qui permet aux gelinottes de minimiser le risque de prédatation en particulier pendant la période sans feuilles de novembre à mars. C'est ce couvert qui permet aux individus d'atteindre une espérance de vie relativement élevée.
- Cette forte survie est une condition indispensable en Europe occidentale pour le maintien à long terme des populations de gelinottes du fait d'un faible recrutement lié à l'abondance des prédateurs des nids et des jeunes. Cette forte prédatation des nids ne peut être minimisée par le choix de sites de nids particuliers. Elle est donc une constante principalement liée à l'abondance des prédateurs, indépendamment de la qualité de l'habitat.
- Dans les conditions particulières des populations de basses altitudes occupant des habitats essentiellement feuillus, ce rôle de couvert protecteur est apporté par le taillis, largement dépendant des pratiques sylvicoles, mais il est aussi localement favorisé par des conditions édaphiques contraignantes limitant la croissance de la végétation.
- La question reste posée du rôle joué par une flore forestière diversifiée sur l'état physique des poules avant la ponte, état physique qui pourrait jouer un rôle dans la survie précoce des poussins après l'éclosion (via la qualité des œufs) et donc sur le succès reproducteur.

A l'échelle du paysage

- La fragmentation forestière a un impact négatif sur le maintien des populations car les gelinottes en dispersion traversent difficilement les milieux ouverts de plus de 200–300 m de large. De plus la taille des îlots forestiers doit être suffisante pour accueillir régulièrement un couple reproducteur, soit au minimum 10–20 ha.
- Dans les paysages dominés par la forêt, la question de l'impact de la fragmentation des habitats favorables sur la survie à long terme d'une population de Gelinotte, reste à préciser.
- Il est vraisemblable que dans ces conditions, les gelinottes en dispersion n'aient pas de difficulté à franchir plusieurs kilomètres d'habitats forestiers défavorables. Ainsi, la taille de la population serait alors simplement limitée par la superficie totale représentée par l'ensemble des taches d'habitat favorable d'au moins 10–20 ha.
- La survie à long terme d'une population locale devrait pouvoir être prédite par la proportion relative des habitats favorables, moyennement favorable et défavorable au sein de la matrice forestière (voir Fig. 1.3).

Un tel exercice de modélisation de l'habitat potentiel disponible apporterait sans doute un éclairage sur le réel potentiel restant pour la Gelinotte dans le Nord-Est de la France, notamment dans les Vosges.

4 Conclusions

L'avenir de *T. b. rhenana* semble maintenant bien compromis. La disparition des populations de plaine semble pouvoir être clairement associée aux changements des pratiques sylvicoles des 50 dernières années qui ont conduit à une disparition ou un vieillissement du taillis. Ces changements ont petit à petit fait diminuer la proportion d'habitats favorables et donc la taille de la population, jusqu'à un point où les aléas démographiques ont pu conduire à des disparitions locales.

Il est possible que le déclin plus récent de la population vosgienne résulte aussi de ces aléas démographiques qui s'expriment fortement dans les petites populations plus ou moins isolées. Il est en effet peu probable que le déclin des vingt dernières années dans ce massif soit directement lié à une perte concomitante des habitats favorables. Mais en l'absence d'études sur l'évolution de la disponibilité de l'habitat, nous ne pouvons documenter cette hypothèse plus précisément.

En conclusion, dans cet article, nous avons cherché à faire le lien entre habitat, démographie et état de conservation, en montrant l'importance que peuvent avoir les caractéristiques structurales des boisements sur la survie adulte et ainsi sur la probabilité de maintien d'une population de Gelinotte. Toutefois, ce que nous ne savons pas, c'est si un habitat « idéal » couvrant des superficies suffisantes, est la condition nécessaire et suffisante d'une population viable. En effet, il n'est hélas pas exclu qu'indépendamment de l'évolution de l'habitat, un accroissement de la communauté de prédateurs lié aux changements d'usages à large échelle, soit intervenu ces 50 dernières années, notamment à basse altitude (augmentation des prédateurs généralistes comme le Sanglier *Sus scrofa*, le Renard *Vulpes Vulpes* ou la Martre). Nous ne savons pas à partir de quelles densités de sangliers ou de renards, toute reproduction de Gelinotte (et autres espèces nichant au sol) devient trop faible du fait de la prédation des nids pour compenser la mortalité naturelle. Pour le Sanglier au moins, il est possible que certains habitats de plaine soient d'ores et déjà concernés par ce problème.

Cette question devra être gardée à l'esprit dans le futur, si nous réussissons à sauver cette sous-espèce, quand sera venu le temps d'envisager des réintroductions.

Références

- ABERG, J., JANSSON, G., SWENSON, J.E. & P. ANGELSTAM. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* **103**, 265–269.
- ABERG, J., SWENSON, J.E. & H. ANDREN. 2000. The dynamic of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. *Canadian Journal of Zoology* **78**, 352–358.
- ABERG, J., SWENSON, J.E. & P. ANGELSTAM. 2003. The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management* **175**, 437–444.
- AHNLUND, H. & B. HELANDER. 1975. The food of the hazel grouse (*Tetrastes bonasia*) in Sweden. *Viltrevy* **9**, 221–240.
- ASCH, T. (2007). *Der Untergang des Haselhuhnes (Bonasa bonasia) in Baden-Württemberg und seine Ursachen*. 7 pp. Available online at: http://archiv.lnv-bw.de/pdf_stellung/mlr-vsg07-haselhuhn.pdf
- BAE, S., REINEKING, B., EWALD, M. & J. MÜLLER. 2014. Comparison of airborne lidar, aerial photography, and field surveys to model the habitat suitability of a cryptic forest species – the hazel grouse. *International Journal of Remote Sensing* **35**, 6469–6489.
- BAUER, K. 1960. Variabilität und Rassengliederung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia*) in Mitteleuropa. *Bonner Zoologische Beiträge* **11**, 1–18.
- BERGMANN, H.H. & S. KLAUS. 1994. Distribution, status and limiting factors of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in Central Europe, particularly in Germany. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* **11** (Hors série Tome 2), 5–32.
- BERGMANN, H.H., KLAUS, S., MULLER, F., SCHERZINGER, W., SWENSON, J.E. & J. WIESNER. 1996. Die Haselhühner: *Bonasa bonasia* und *B. sewerzowi*. 4. Édition. Magdeburg, Westarp (Die Neue Brehm-Bücherei).
- BORCHTCHEVSKI, V. 1999. Spring diet and food selectivity by male and female hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in the Vodlozerski National Park (Russia). *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* **16**, 1–24.
- BUFFET, N. & E. DUMONT-DAYOT. 2011. Évolution de la répartition communale du petit gibier de montagne en France. Décennie 2000–2009. *Faune Sauvage* **290** (Suppl.), 1–16.
- CLABAUT, T. 1982. Enquête sur la répartition de la Gelinotte des bois dans le Jura et les départements voisins. Approche comportementale. DDAF, 29 pp.
- COUTURIER, M. 1964. La gelinotte (*Tetrastes bonasia rupestris* Brehm). Pp. 375–420 in COUTURIER, M. (éd.): *Le gibier des montagnes françaises*. Grenoble, Arthaud.
- DANIELSEN, J. 1990. *Habitat characteristics of hazel grouse home ranges in south central Sweden during spring, summer and fall*. Université de Oslo, Doct. Thesis.
- DE FRANCESCHI, P. F. 1994. Status, geographical distribution and limiting factors of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in Italy. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* **11** (Special number Part 2), 141–160.
- DELOCHE, N. & Y. MAGNANI. 2002. Évolution de la répartition communale du petit gibier de montagne en France au cours de la décennie 1990–1999. *Faune sauvage* **257** (Suppl.), 1–16.

- DESBROSSES, R. 1983. *Recherches sur l'eco-ethologie de la Gelinotte (Tetrastes bonasia) dans le massif du Jura*. Université de Bourgogne, Rapport, 29 pp.
- DESBROSSES, R. 1996. Comparaison de deux méthodes de dénombrement d'une population de Gelinottes des bois *Bonasa bonasia* dans le Jura Français. *Alauda* **64**, 293–306.
- DESBROSSES, R. 1997. *Habitats et fluctuations des populations de Gelinotte des bois (Bonasa bonasia) dans l'Est de la France*. Université de Dijon, Doct. Thesis, 169 pp.
- DRONNEAU, C. 1981. *Enquête sur la répartition de la Gelinotte des bois (Bonasa bonasia) dans le nord-est de la France*. Office National de Chasse, Service technique Région-Est, Rapport, 11 pp.
- DRONNEAU, C. 1984. La Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.) : synthèse bibliographique : première partie. *Bulletin Mensuel de l'O.N.C.* **76**, 33–41.
- DROVETSKI, S. V. 1997. Spring social organisation, habitat use, diet, and body mass dynamics of hazel grouse *Bonasa bonasia* in northeastern Asia. *Wildlife Biology* **3**, 251–259.
- EIBERLE, V.K. & N. KOCH. 1975. Die Bedeutung der Waldstruktur für die Erhaltung des Haselhuhns (*Tetrastes bonasa* L.). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **126**, 876–887.
- ERARD, C. 1961. Observations sur l'avifaune du département des Ardennes. *Alauda* **29**, 205–218.
- GRIMM, V. & I. STORCH. 2000. Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology* **6**, 219–225.
- HEIM DE BALSAC, H. 1935. Remarques sur la distribution et la biologie de la Gelinotte *Bonasa bonasia rupestris* Brehm dans l'est de la France. *Alauda* **7**, 227–242.
- HJELJORD, O., WEGGE, P. & A. V. SIVKOV. 2011. Research on Russian grouse. *Grouse News* **42**, 7–14.
- JACOB, L. 1988. Le régime alimentaire de la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.) : synthèse bibliographique. *Gibier Faune Sauvage* **5**, 95–111.
- JÖNSSON, K.I., ANGELSTAM, P.K. & J. E. SWENSON. 1991. Patterns of life history and habitat in Palaeartic and Nearctic forest grouse. *Ornis Scandinavica* **22**, 275–281.
- KAJTOCH, L., ZMIHORSKI, M. & Z. BONCZAR. 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. *European Journal of Forest Research* DOI 10.1007/s10342-012-0632-7.
- KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. 1995. Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. *Naturschutzreport* **10**, 261–267.
- KLAUS, S. 2007. A 33-year study of hazel grouse *Bonasa bonasia* in the Bohemian forest, Sumava, Czech Republic: effects of weather on density in autumn. *Wildlife Biology* **13** (Suppl. 1), 105–108.
- KOCH, V. N. 1978. Hasel- und Auerhuhn an der Hohen Rone (Kanton Zug, Schweiz). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **129**, 897–933.
- LECLERCQ, B. 1988. Premières données sur la comparaison de la dynamique des populations de grand tétras (*Tetrao urogallus*) et de gelinottes des bois (*Bonasa bonasia*) d'un même massif forestier du Haut-Jura. *Gibier Faune Sauvage* **5**, 273–288.
- LECLERCQ, B., DESBROSSES, R. & P. GIRAUDOUX. 1997. Cycles démographiques du Campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*), et reproduction et cinétique des populations de tétraonidés du massif du Risoux (Jura). *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* **14**, 31–47.
- LIESER, M. 1994. Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. *Ökologie der Vögel* **16**, 1–117.

- LIESER, M. 1995. Lebensraumansprüche des Haselhuhns im Schwarzwald. *Naturschutzreport* **10**, 239–255.
- LUDWIG, T. & S. KLAUS. 2017. Habitat selection in the post-breeding period by hazel grouse *Tetrastes bonasia* in the Bohemian Forest. *Journal of Ornithology* **158**, 101–112.
- MAGNANI, Y., CRUVEILLE, M.-H., CHAYRON, L. & P. COLLARD. 1990. Entre Léman et Méditerranée : tétras, bartavelle, lièvre variable et marmotte : statut territorial et évolution. *Bulletin Mensuel de l'O.N.C.* **150**, 7–15.
- MAGNANI, Y., CRUVEILLE, M.H., HUBOUX, R., COLLARD, P., ROCHE, P. & P. LONGCHAMP. 1991. Entre Rhône et Rhin : Grand tétras et gelinotte. Statut territorial et évolution. *Bulletin Mensuel de l'O.N.C.* **162**, 9–16.
- MATHYS, L., ZIMMERMAN, N.E., ZBINDEN, N. & W. SUTER. 2006. Identifying habitat suitability for hazel grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. *Wildlife Biology* **12**, 357–366.
- MATYSEK, M., GWIAZDA, R. & Z. BONCZAR. 2017. Seasonal changes of the hazel grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). *Journal of Ornithology* DOI: 10.1007/s10336-017-1484-1.
- MICHEL, P. 2006. *Rôle de la qualité nutritionnelle dans la sélection alimentaire : Exemple de la sélection du Saule marsault (Salix caprea L.) par la Gelinotte des bois (Bonasa bonasia)*. Université Joseph Fourier, Master Thesis.
- MONTADERT, M. 2005. *Fonctionnement démographique et sélection de l'habitat d'une population en phase d'expansion géographique. Cas de la Gelinotte des bois dans les Alpes du Sud, France*. Université de Franche-Comté, Doct. Thesis, 282 pp.
- MONTADERT, M. 2014. Suivi de la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) dans les Alpes du nord. Suivi 2014 et bilan général 2008–2014. O.G.M. Report, 27 pp.
- MONTADERT, M. 2015. Gelinotte des bois *Bonasa bonasia*. Pp. 192–194 in ISSA, N. & Y. MULLER (éds): *Atlas des oiseaux nicheurs de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. Paris, LPO, SEOF, MNHN.
- MONTADERT, M. & S. KLAUS. 2011. Hazel grouse in open landscapes. *Grouse News* **41**, 13–22.
- MONTADERT, M. & P. LÉONARD. 2003. Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps. *Wildlife Biology* **9**, 357–364.
- MONTADERT, M. & P. LÉONARD. 2004. First results of a hazel grouse population study in the southeastern French Alps. *Grouse News* **28**, 15–20.
- MONTADERT, M. & P. LÉONARD. 2006. Post-juvenile dispersal of hazel grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. *Ibis* **148**, 1–13.
- MONTADERT, M. & P. LEONARD. 2007. *La Gelinotte des bois dans les Alpes de Haute-Provence. Histoire d'une reconquête*. O.N.C.F.S. Gap, France, 72 pp.
- MONTADERT, M. & P. LEONARD. 2011a. Biologie de la reproduction de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* dans les Alpes-de-Haute-Provence (France). *Alauda* **79**, 1–16.
- MONTADERT, M. & P. LEONARD. 2011b. Natal dispersal affects population dynamics of hazel grouse in heterogeneous landscapes. Pp. 89–103 in SANDERCOCK, B.K., MARTIN, K. & G. SEGELBACHER (éds): *Ecology, conservation, and management of grouse. Studies in Avian Biology*. London University of California Press (Studies in Avian Biology **39**).

- MONTADERT, M. & P. LEONARD. 2014. Sur le front de colonisation : la Gelinotte des bois *Tetrastes bonasia* dans les Alpes-maritimes. *Alauda* **82**, 19–26.
- MONTADERT, M., LEONARD, P. & P. LONGCHAMP. 2006. Les méthodes de suivi de la Gelinotte des bois. Analyse comparative et proposition alternative. *Faune Sauvage* **271**, 28–35.
- MULHAUSER, B., BARBEZAT, V. & J. FEGHII. 2003. La diversité des structures forestières, élément essentiel de l'habitat de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* en pâturage boisé, cas modèle du communal de la Sagne (Canton de Neuchâtel, Suisse). *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles* **126**, 135–150.
- MÜLLER, D., SCHRÖDER, B. & J. MÜLLER. 2009. Modelling habitat selection of the cryptic hazel grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *Journal of Ornithology* **150**, 717–732.
- OSTI, F. 1977. Sull'alimentazione del francolino delle Alpi (*Tetrastes bonasia ruperstris* Brehm). *Studi Trentini di Scienze Naturali – Acta Biologica* **54**, 133–141.
- PYNNÖNEN, A. 1954. Beiträge zur Kenntnis der Lebensweise des Haselhuhns, *Tetrastes bonasia* (L.). *Papers on Game Research* **12**, 1–90.
- RECHSTEINER, C., ZELLWEGER, F., GERBER, A., BREINER, F.T. & K. BOLLMANN. 2017. Remotely sensed forest habitat structures improve regional species conservation. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* DOI: 10.1002/rse2.46.
- RHIM, S.-J. & W.-S. LEE. 2003. Winter sociality of hazel grouse *Bonasa bonasia* in relation to habitat in a temperate forest of South Korea. *Wildlife Biology* **9**, 365–370.
- ROZSA, J., STRAND, T., MONTADERT, M., KOZMA, R. & J. HÖGLUND. 2015. Effects of a range expansion on adaptive and neutral genetic diversity in dispersal limited hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in the French Alps. *Conservation Genetics* DOI: 10.1007/s10592-015-0792-3.
- RUTKOWSKI, R., JAGOLKOWSKA, P., ZAWADZKA, D. & W. BOGDANOWICZ. 2016. Impacts of forest fragmentation and post-glacial colonization on the distribution of genetic diversity in the Polish population of the hazel grouse *Tetrastes bonasia*. *European Journal of Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-016-1002-4.
- SAARI, L., ABERG, J. & J. E. SWENSON. 1998. Factors influencing the dynamics of occurrence of the hazel grouse in a fine-grained managed landscape. *Conservation Biology* **12**, 586–592.
- SACHOT, S., PERRIN, N. & N. NEET. 2003. Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implications for conservation. *Biological Conservation* **112**, 373–382.
- SALO, L. J. 1971. Autumn and winter diet of the hazel grouse (*Tetrastes bonasia* L.) in northeastern Finnish Lapland. *Annales Zoologici Fennici* **8**, 543–546.
- SCHMIDT, R. & J.-C. HEIDT. 1997. Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* im Ösling. *Regulus* **16**, 1–12.
- SEWITZ, A. & KLAUS, S. 1997. Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*). *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **22**, 263–276.
- SIEUX, S. & W. DELVINGT. 1997. La gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardennes occidentale : habitat, mesures de conservation et intégration dans un plan d'aménagement forestier. *Aves* **34**, 185–194.
- STORCH, I. 2007. Conservation status of grouse worldwide: an update. *Wildlife Biology* **13** (Suppl.), 5–12.
- SUN, Y. H. 1997. Winter flocking behaviour of Chinese grouse *Bonasa sewerzowi*. *Wildlife Biology* **3**, 290.

- SWENSON, J. E. 1991. *Social organization of hazel grouse and ecological factors influencing it.* University of Alberta, Doct. Thesis non publ., 185 pp.
- SWENSON, J. E. 1993. The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. *Ecography* **16**, 37–46.
- SWENSON, J. E., ANDREEV, A.V. & S. V. DROVETSKI. 1995. Factors shaping winter social organization in hazel grouse *Bonasa bonasia*: a comparative study in the eastern and western Palearctic. *Journal of Avian Biology* **26**, 4–12.
- SWENSON, J. E. & J. DANIELSEN. 1991. Status and conservation of the hazel grouse in Europe. *Ornis Scandinavica* **22**, 297–298.
- WIESNER, J., BERGMANN, H.-H., KLAUS, S. & F. MÜLLER. 1977. Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Białowieża (Polen). *Journal für Ornithologie* **118**, 1–20.
- YEATMAN, L. 1976. *Atlas des oiseaux nicheurs de France, 1970 à 1975.* Paris, SOCIETE ORNITHOLOGIQUE DE FRANCE.
- YEATMAN-BERTHELOT, D. & G. JARRY. 1994. *Nouvel Atlas des oiseaux nicheurs de France, 1985–1989.* Paris, SOCIÉTÉ ORNITHOLOGIQUE DE FRANCE.
- ZBINDEN, N. 1979. Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. *Ornithologischer Beobachter* **76**, 169–214.
- ZELLWEGGER, F., MORSDORF, F., PURVES, R.S., BRAUNISCH, V. & K. BOLLMANN. 2014. Improved methods for measuring forest landscape structure: LiDAR complements field-based habitat assessment. *Biodiversity and Conservation* **23**, 289–307.

Zur Populationsentwicklung des bedrohten Haselhuhns in Westeuropa: Gründe für das Aussterben?

Von MARC MONTADERT und SIEGFRIED KLAUS

Das Haselhuhn geht am Westrand seines Artareals kontinuierlich und rapide zurück. Von den Unterarten in Europa ist das Westliche Haselhuhn (*Tetrastes bonasia rhenana*) akut vom Aussterben bedroht. Dieser Artikel geht vom Status der Art insbesondere in Frankreich aus und fasst die Kenntnisse zur Ökologie und zum Verhalten zusammen, soweit sie für den Artenschutz von Bedeutung sind. Die Zusammenhänge zwischen den ökologischen Ansprüchen der Art und der Populationsdynamik stehen dabei im Vordergrund.

Situation des Haselhuhns in Frankreich

Der Status des Haselhuhns in Frankreich unterschiedet sich regional deutlich: Dem dramatischen Rückgang der Unterart *T. b. rhenana* in den Ardennen, Vogesen und deren Vorländern steht

eine andauernde Arealexpansion der Unterart *T. b. styriaca* in den französischen Südalpen gegenüber. Das hauptsächliche Habitat des Westlichen Haselhuhns waren Niederwälder aus Laubhölzern, obwohl in den Vogesen zusätzlich auch Nadel- und Mischwald bewohnt wird. Derzeit scheint diese Unterart innerhalb Frankreichs auf weniger als 50 Revierpaare in den Vogesen beschränkt zu sein – möglicherweise die letzten Überlebenden dieser Unterart weltweit. Eine aktuelle Nachsuche im Frühjahr 2018 lässt sogar befürchten, dass in den Vogesen nur noch einzelne Reviere besetzt sind. Der Status dieser Unterart muss als äußerst kritisch bezeichnet werden. Dagegen befinden sich die Haselhühner im Französischen Jura in einem günstigen Erhaltungszustand. Diese stellen jedoch wahrscheinlich eine Mischpopulation von der arealgeschichtlich aus dem Nordwesten eingewanderten Unterart *T. b. rhenana* und der Alpenform *T. b. styriaca* dar, sind also ein Hybridbestand. Im Juragebirge werden Meereshöhen oberhalb von 1.000 m bevorzugt; die Populationsgröße schwankt seit den 1980er-Jahren von Jahr zu Jahr und ohne ausgeprägten Langzeit-trend. Vielleicht begünstigt die Bewirtschaftung der Wälder im Jura im Plenterbetrieb das Haselhuhn eher als der Kahlschlagbetrieb in den Vogesen. Die Unterart *T. b. styriaca* dehnt ihr Areal in den Alpen sogar kontinuierlich nach Süden aus, und weist mit mancherorts bis zu acht bis zehn Revierpaaren pro Quadratkilometer beachtliche Dichten aus; die Unterart der Alpen ist daher nicht gefährdet.

Lebensraumansprüche des Haselhuhns

Die Ansprüche des Haselhuhns an seinen Lebensraum werden auf zwei räumlichen Ebenen betrachtet. Auf der Ebene der Landschaft beeinträchtigt die Fragmentierung der Wälder den Bestand, denn isolierte Waldfragmente von weniger als 10–20 Hektar sind normalerweise nicht besetzt. Wenn auch junge Hähne gelegentlich bis 10 km weit verstreichen, wandern junge Hennen normalerweise nur weniger als zwei Kilometer und scheuen davor zurück, Offenland von mehr als 200–300 m Breite zu queren. Diese Entfernung markiert auch den Grenzwert für die Isolationswirkung von Landschaftszerschneidung durch Offenland. Liegen hingegen kleine geeignete Habitate innerhalb eines geschlossenen Waldbestandes, bestimmt nur die Biotopgröße der verstreuten Vorzugsflächen die Anwesenheit der Haselhühner und nicht deren Abstand zueinander, selbst wenn die Biotope isoliert in einer Matrix aus lebensfeindlichem Wirtschaftswald verteilt sind. Innerhalb von Wald, auch an sich ungeeignetem Nutzforst, scheinen die Haselhühner also deutlich weiter dispergieren zu können als über Offenland. Allgemein beträgt der Medianwert der Dispersion 1,9 km für Hennen und 2,9 km für Hähne. Unter den Raufußhühnern ist das Haselhuhn in besonderem Maße auf Wald angewiesen; die massiven Waldrodungen des 19. Jahrhunderts dürften zu seinem lokalen Aussterben geführt haben, etwa in den Pyrenäen oder im Zentralmassiv. Minimalbiotope sind nicht leicht anzugeben, Daten aus Finnland belegten aber die Besiedlung von optimalen Habitatflecken innerhalb einer Matrix von nicht allzu günstigem Waldlebensraum erst ab einem Umfang der Inselhabitatem von größer als 10 Hektar. Das Haselhuhn ist ungemein sesshaft und verteidigt sein Paarterritorium, wenn auch sein räumliches System zur Zeit der Jungenaufzucht noch unzureichend bekannt ist und vom sonst üblichen Schema abweichen mag. Die Streifgebiete ändern sich im Jahreslauf von einigen Zehnern zu einigen Hunderten Hektaren; nicht verpaarte Hähne und heranwachsende Jahrgänge streifen weiter umher. Eine Studie ermittelte einen mittleren Abstand zwischen benachbarten Revieren von 324 m. Die Minimalgröße für eine dauerhaft überlebensfähige Population kann wegen der vielen Determinanten kaum genau angegeben

werden, sie dürfte aber die für das Auerhuhn geschätzte Zahl von 470 Individuen durchaus überschreiten, weil das Haselhuhn eine ausgeprägte Populationsdynamik aufweist.

Auf der Betrachtungsebene der Streifgebiete geht man von zwei Determinanten für die Anwesenheit und die Abundanz des Haselhuhns aus: die Verfügbarkeit von Laubbäumen oder Sträuchern und die Sicherheit vor Fressfeinden durch Deckung in dichtem Unterwuchs. Der erstgenannte Faktor beruht auf der Verfügbarkeit von Pflanzennahrung, etwa Knospen und Kätzchen von Weichhölzern im Winter (Hasel, Birke, Erle, aber auch mehrere andere Baum- und Straucharten). Wir erachten jedoch den zweitgenannten Faktor als entscheidend, besonders für das Westliche Haselhuhn, das von Natur aus ausschließlich Laubwälder besiedelte, welche geringere Deckung bieten als Nadelholz. In solchen Wäldern bietet nur die forstliche Betriebspraxis der Niederwaldwirtschaft (oder Pionierstadien der natürlichen Waldverjüngung) im laubfreien Winter ausreichend Deckung und Schutz, vor allem vor Habichten als den effizientesten Fressfeinden erwachsener Haselhühner. Die Bevorzugung bzw. Abhängigkeit von Niederwald dürfte weitgehend auf seiner Deckung spendenden Funktion beruhen und weniger auf der Häufigkeit von Kätzchen tragenden Weichhölzern, obwohl diese gerade im Fall von Stockausschlag häufig sind. In diesem Zusammenhang ist die biologische Besonderheit einiger Laubhölzer hervorzuheben, wie junger Eichen oder Hainbuchen, welche ihre im Herbst verdörrenden Laubblätter über Winter ganz oder teilweise an den Zweigen belassen, bis sie erst im kommenden Frühjahr abfallen; auch immergrüne Bäume wie Bäume weitere Pflanzen im Winterhalbjahr, etwa das persistierende Laub vom Efeu, des Buchs, der Stechpalme oder die Nadeln der auch in Laubwäldern gedeihenden Eibe tragen zur winterlichen Deckung bei. Die Abhängigkeit des Haselhuhns von Aspekten der Waldstruktur eher als von der genauen Artenzusammensetzung der Waldflora manifestiert sich auch an seinem früheren Vorkommen in den bodenfeuchten Erlen-Eschen-Auwäldern am Fluss Saône, die mit einem Niederwald der Vogesen allein die dichte Struktur gemeinsam haben. Ein weiterer lokal für das Haselhuhn geeigneter und mit diesen Beispielen botanisch gar nicht verwandter Waldtyp sind wärme liebende Eichenwälder auf flachen steinigen Kalkböden, wo aufgrund der Bodenstruktur die Kronendeckung lückig bleibt und ein reichhaltiges Unterholz gedeihen kann. Im Jura und in den Alpen, sowie in Aufforstungen der Vogesen verstecken sich Haselhühner auch gerne in der dichten Deckung von Fichten: Gemäß einer Studie korrelierten ihre Aufenthaltsorte am besten mit der Verfügbarkeit von dicht benadelten Zweigen in einer Höhe zwischen einem Meter und sieben Metern über dem Erdboden.

Die mögliche Bedeutung zweier weiterer Umweltfaktoren ist erst ansatzweise zu überschauen: Die Verfügbarkeit eiweißreicher Nahrung im Frühjahr für die Hennen, welche sich auf die Brut vorbereiten, und ein gut ausgebildeter Teppich von Kräutern und Bodenvegetation während der Zeit der Aufzucht der Küken. Für das Eierlegen investieren Haselhennen relativ mehr Energie und Eiweiß als andere, größere Arten der Raufußhühner, denn ein Gelege entspricht 30–40 % des Gewichts einer Henne. Der entsprechend hohe Bedarf an energie- und eiweißreicher Nahrung im Frühjahr bedingt eine sehr selektive Nahrungssuche und mag durchaus mancherorts ein limitierender Umweltfaktor sein. Im Lebensraum des Westlichen Haselhuhns gibt es im Frühjahr recht viele Knospen von Rotbuchen und Bäumchen der Gattung *Sorbus*, weshalb ein möglicher Engpass in der Nahrungsqualität für Hennen in der Vorbrutphase schwierig zu beurteilen ist.

Gründe des Bestandsrückgangs

Ein empirisches Modell zwischen Schlüsselkomponenten des Lebensraums und der Populationsdynamik des Haselhuhns wird vorgeschlagen. Offenbar verhindert der enorm hohe Druck durch Beutegreifer in Westeuropa die Realisierung des natürlichen Reproduktionspotentials des Haselhuhns aufgrund von überstarken Verlusten der Gelege oder Gesperre. In einer solchen Situation beruht das Überleben der Population auf einer hohen Lebensdauer der adulten Haselhühner, um den geringen jährlichen Fortpflanzungserfolg auszugleichen. Ein langes Überleben trotz hohen Feinddrucks erfordert aber gut strukturierte Biotope mit ausreichender Deckung, wo die Tiere in Sicherheit der Nahrungssuche nachgehen können.

Als Schlüsselmerkmale für den Fortbestand einer Population des Haselhuhns erachten wir daher zunächst den ausreichenden Feindschutz durch gute Deckung im unteren Stockwerk des Waldes (bis zu sieben Meter über dem Boden), wobei im natürlichen Laubwaldgebiet, Heimat der Unterart *T. b. rhenana*, wegen des Fehlens von ganzjährig dicht benadelten Koniferen am ehesten der dicht wachsende Niederwald auf der Basis von austreibenden Stockausschlägen dieses zentrale Erfordernis erfüllt. Weniger leicht einzuschätzen ist die zusätzliche Notwendigkeit einer artenreichen Bodenbedeckung durch diverse Kräuter, um optimale Nahrung in der Aufzuchtzeit der Jungvögel anzubieten. Auf der Ebene der Landschaft ist eine durchgängige, nicht fragmentierte Waldbedeckung entscheidend, während die notwendige Anordnung und Größe von günstigen, inselhaft im Wald verteilten Optimalbiotopen weniger eindeutig zu beurteilen sind. Wahrscheinlich können im durchgängigen, geschlossenen Forst selbst disjunkt verteilte, isolierte Inselhabitare besser erreicht werden, als es bei sehr viel geringeren Abständen zwischen echten Waldfragmenten der Fall ist, welche von offenem Land voneinander getrennt sind.

In diesem Rahmen wird der dramatische Rückgang der Unterart *T. b. rhenana* verständlich, als Folge des weitgehenden Aufgebens der traditionellen Waldbewirtschaftung als Niederwald. Die Aufgabe seiner Nutzung führt zum Verlust der gedeckten Einstände. Die zerstreuten Kleinflächen fortgesetzter Niederwaldwirtschaft reichen nicht aus, um ausreichend große Bestände von Haselhühnern zu tragen, die vor demographischen Zufallsschwankungen geschützt sind.

Noch weitgehend ungeklärt bleibt der vermutlich ebenfalls negative Einfluss von neuerdings viel häufiger gewordenen Fressfeinden wie dem Rotfuchs und den Wildschweinen, welche in den letzten Jahrzehnten in den Haselhuhngebieten teilweise massive Bestandszuwächse zeigten, und welche das Haselhuhn möglicherweise stark bedrängen. Niemand weiß, ab welcher Dichte diese opportunistischen Beutegreifer die Reproduktion des Haselhuhns durch die Prädation von Gelegen oder Gesperren so stark absenken, dass die betroffene Population erlischt.

2

Taxonomie und Evolution des Haselhuhns: die aussterbende Unterart *Tetrastes bonasia rhenana*

ARND SCHREIBER, Heidelberg

Taxonomy and evolution of hazel grouse: The vanishing subspecies *Tetrastes bonasia rhenana*. By A. SCHREIBER. – Based on an ongoing museum study, the morphology of the Western hazel grouse (*Tetrastes bonasia rhenana*) is compared to adjacently living subspecies (*T. b. griseonota*, *T. b. styriaca* and *T. b. rupestris*) to characterize this critically endangered taxon. The Western hazel grouse emerges as discrete, based on multiple characters of body morphometry, colouration, and the extent of feathering on the tarsometatarsus. These data confirm the identical and unanimous conclusions from the taxonomic literature and of a parallel molecular genetic study: *T. b. rhenana* is a valid taxon of its own. At the same time, it is not just one of many hazel grouse subspecies, but certain traits indicate that it is probably the most thermophilic form of hazel grouse, at least in Europa. Diagnostic characters are provided on how to allocate European specimens best to the proper taxon. Comments about the phylogeny of the grouse family (Tetraonidae) serve to facilitate an understanding of the evolutionary diversification of hazel grouse, which appears as a slowly-evolving, primitive lineage. Remarks about the correct nomenclature result in the recommendation to designate this taxon as *Tetrastes bonasia rhenana* (KLEINSCHMIDT, 1944).

Das Haselhuhn ist ein formenreicher Artkomplex mit zahlreichen beschriebenen Unterarten⁵. Sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich von Frankreich durch Mittel- und Nordeuropa und Nordasien ostwärts bis an die Pazifikküste und auf die Japanischen Inseln. Besonders das europäische Teilareal ist mit mindestens fünf und möglicherweise 6–7 Unterarten regional relativ eng gekammt. Einige dieser Subspezies sind ernsthaft in ihrem Fortbestand bedroht: Das Westliche Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* (Abb. 2.1), von Natur aus beschränkt auf das Rheinische Schiefergebirge, Luxemburg, das belgische Wallonien und Nordostfrankreich, steht unmittelbar vor dem Erlöschen.

⁵ Mindestens 18 Unterarten werden in der gängig verbreiteten Literatur erwähnt. Der Verfasser findet aber in alten Arbeiten immer wieder zusätzliche Unterartennamen, die teilweise von allen späteren Autoren übersehen und niemals erörtert oder geprüft wurden, und er möchte sich daher nicht auf eine exakte Anzahl verfügbarer Namen festlegen.



Abb. 2.1 Westliches Haselhuhn, *Tetrastes bonasia rhenana*. Letzter historischer Beleg aus dem Pfälzerwald. Erlenbachtal, aus dem Jahr 1935. PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE in Bad Dürkheim, Inventar 636.

Fig. 2.1 Gelinotte de l'Ouest, *Tetrastes bonasia rhenana*. Dernier spécimen connu en provenance du Forêt de Palatinat. Erkenbachtal, 1935, PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE, Bad Dürkheim.

Foto/photo: FRANK WIELAND, PFALZMUSEUM.

Umso mehr überrascht, dass dieser Sachverhalt weder im Artenschutz noch unter Vogelfreunden allgemein bekannt wurde (SCHREIBER *et al.* 2015). In ihrer Übersicht zu bisherigen Schutzanstrengungen für das Westliche Haselhuhn in Deutschland nennen HERKENRATH *et al.* (2017) eher vereinzelte und zaghafte und insgesamt völlig ungenügende Maßnahmen zur Abwendung des Aussterbens. Zudem erfolgten diese Maßnahmen überwiegend ohne Bezug auf die (fast) endemische Natur der Unterart *T. b. rhenana*, die bisher kaum ins Bewusstsein der Vogelschützer gedrungen ist. Selbst engagierte Aktivisten, die im Interesse des Haselhuhns im Rheinischen Schiefergebirge politisch oder juristisch gegen Biotopzerstörung oder Windkraft im Wald vorgingen, benutzten traditionell anscheinend überhaupt niemals das Argument, dass eine weltweit einzigartige, auf unsere Heimat beschränkte Unterart betroffen ist. Auch das kaum noch zu überblickende Angebot an Vogelbüchern und Bestimmungshilfen für europäische Vögel verschweigt die unterschiedlichen Subspezies des Haselhuhns. Als Beispiel kann der sehr weit verbreitete Vogelführer von SVENSSON (2011) dienen, der zwar die Unterarten anderer Vögel abbildet, vom Haselhuhn aber nur das Männchen und Weibchen eines Einheitsphänotyps, der in seinen Details taxonomisch nicht sicher anzusprechen ist. Diese Abbildungen gestatten keinesfalls die Bestimmung unserer mittel-europäischen Haselhühner, obwohl SVENSSON (2011) sogar subtiler differenzierte regionale Formen in anderen Vogelgruppen (Limikolen, einige Singvögel) herausarbeitet.

Warum werden die Vielfalt und Systematik dieses seltenen Vogels so wenig beachtet?

Die Antwort fällt nicht leicht und kann hier nur versucht werden. Eine verständliche Begründung wäre, wenn die Differenzierung der Unterarten so geringfügig ausfiele, dass sie allein dem erfahrenen Systematiker auffällt, der im Museum Bälge untersucht. Dem ist aber nicht so: Zwar sind die drei Unterarten Mitteleuropas einander so ähnlich, dass sie, besonders unter ungünstigen Lichtbedingungen und flüchtiger Ansicht im Waldesinneren, mit dem Fernglas nicht in jedem Einzelfall eindeutig erkannt werden können; aber nicht ganz selten dürfte man selbst auf Distanz wenigstens die alpine Unterart (*T. b. styriaca*) von *T. b. rhenana* unterscheiden können. Und sogar die beiden ähnlichsten Formen, das Westliche (*T. b. rhenana*) und das Ostmitteleuropäische Haselhuhn (*T. b. rupestris*), sind in der Färbung noch immer besser differenziert als etwa der Zilpzalp vom Fitis oder der Teichrohrsänger vom Sumpfrohrsänger, die beiden Arten der Baumläufer oder auch einige Arten von Limikolen und Möwen. Die gänzlich abweichend großen und stark unterschiedlich gefärbte(n) Unterart(en) der nordeuropäischen Taiga sind praktisch ausnahmslos leicht von denen im europäischen Laubwaldgürtel zu differenzieren, selbst bei nicht optimaler Sicht. Eher relevant dürfte die Tatsache sein, dass man Haselhühner im Freiland selten antrifft – kaum ein mitteleuropäischer Vogelfreund hat jemals *T. b. rhenana* gesehen – und darüber hinaus zumeist flüchtig, und im Waldesinneren bei schlechten Lichtbedingungen. Aber die oft großen Sichtentfernungen auf manche Limikolen im ungefilterten Licht des Offenlandes bieten regelhaft eine ebenso suboptimale farbliche Ansprache, von Laubsängern im Kronendach des Waldes ganz zu schweigen.

Es fällt auf, dass ein Ignorieren der Unterarten nicht auf das Haselhuhn beschränkt ist, sondern auch fast alle weiteren Hühnervögel betrifft. Welcher Avifaunist kennt die heimischen Unterarten des Rebhuhns, von denen einige am atlantischen Westrand des Artareals ebenfalls kleinräumig endemisch sind, und die ebenfalls vom weltweiten Erlöschen bedroht sind? Auch die nicht wenigen Artenschutzprojekte für Auerhühner in Mitteleuropa berücksichtigten bisher so gut wie nie-mals die taxonomische Differenzierung dieser Art, die allerdings außerhalb von Südwesteuropa nur eher mäßig ausfällt. Die einzigen Artenschutzprojekte für Hühnervögel in Europa, die traditionell Wert auf die passende taxonomische Identität legten, betrafen das Kantabrische Auerhuhn (*Tetrao urogallus cantabricus*) in Spanien. Weitere Unterarten von Hühnervögeln zählten bisher im europäischen Vogelschutz nicht, ja bleiben zuweilen sogar den Artenschützern unbekannt.

Ähnliches gilt für andere traditionell vom Menschen genutzte Tiere, die eher dem Bereich der Jagd oder Fischerei „überlassen“ und vom organisierten wie vom behördlichen Naturschutz weitgehend ausgeklammert werden. So gut wie gar nicht setzt sich der Naturschutz beispielsweise für den Rothirsch ein, obwohl dessen genetische Integrität durch Translokationen für Jagdzwecke gefährdet ist, oder für Forellen oder andere „Angelfische“. Ob für Hühnervögel Ähnliches gilt? In Südeuropa werden massenhaft gezüchtete „Wildhühner“ für Jagdzwecke freigesetzt, darunter Hybriden des Rothuhns (*Alectoris rufa*) und weiteren *Alectoris*-Arten, ohne dass Vogelschützer gegen diese Faunenverfälschung aufbegehren oder Behörden einschreiten. Auch das bei uns zeitweise verbreitet praktizierte und offenbar immer noch in gewissem Ausmaß andauernde Aussetzen von Rebhühnern aus zweifelhaften Zuchten für den Abschuss ist dieser Praxis vergleichbar. Hat jemals ein Naturschützer dagegen protestiert, dass unser regional beschränktes und endemisches Heiderebhuhn (*Perdix perdix sphagnetorum*) durch solche Praktiken verdrängt würde? Im englischen Sprachgebrauch als „game birds“ bezeichnet, was wohl am besten mit „Federwild“ zu übersetzen ist, könnten auch Hühnervögel dieser Regel unterliegen, dass sich der Artenschutz für „Jagdwild“ als nicht zuständig empfindet.

Auch von akademischer Seite erfuhr das Wissen um die Biodiversität der Raufußhühner kaum echte Vermehrung in jüngerer Zeit. Raufußhühner haben eine faszinierende Lebensweise: Man denke an ihr komplexes und teilweise spektakuläres Balzverhalten oder die vielfältigen Anpassungen an ein Leben in langen, schneereichen Wintern, oder an ihre im Vogelreich seltene, einseitige Anpassung an faserreiche vegetabilische Nahrung. Daher überrascht nicht, dass sich vornehmlich Ethologen und Ökologen mit dieser Vogelgruppe befassen und die „Szene“ zu Lasten der Systematiker dominieren. Fast alle Monographien über Raufußhühner oder speziell über Haselhühner entstammten der Feder einer dieser beiden Fachdisziplinen oder von Amateuren, die sich eher für Verhalten und Ökologie interessieren. Kurze Kapitel zu Systematik und Evolutionsgeschichte gehen in solchen Werken eher unter oder werden der Vollständigkeit geschuldet lediglich knapp angefügt, anstatt einem echten Anliegen und der Kompetenz der Autoren zu entsprechen. Es ist lange her, dass sich spezialisierte Evolutionsforscher zum Haselhuhn zu Wort meldeten und seine Unterarten ins Licht rückten.

Nachdem das Westliche Haselhuhn das am stärksten von weltweitem Erlöschen bedrohte Taxon der mittel- und westeuropäischen Vogelwelt darstellt, ist eine „Image-Kampagne“ zugunsten seiner Popularität im Vogelschutz überfällig. Dieser Beitrag stellt daher, überwiegend aufgrund von Zwischenergebnissen eines noch andauernden eigenen Forschungsprojektes in Museen, die phänotypische Eigenständigkeit der Unterart *T. b. rhenana* heraus, und geht auf weitere evolutionsbiologische Sachverhalte ein, soweit diese für den Artenschützer wissenswert sind.

1 Unterscheidungsmerkmale des Westlichen Haselhuhns

1.1 Die angrenzenden Unterarten

Im Folgenden werden ausgewählte Merkmale des Westlichen Haselhuhns vorgestellt und mit jenen von geographisch benachbarten Unterarten verglichen. Die Daten entstammen einer Museumsstudie des Verfassers, die derzeit auf der Untersuchung von 510 Bälgen aus allen Teilen des Artareals des Haselhuhns beruht, die in 17 Naturkundemuseen (siehe Danksagung) aufgesucht wurden.

Die Nomenklatur folgt BAUER (1960; auch in GLUTZ *et al.* 1973). Demnach bewohnt das Westliche Haselhuhn ein Areal am äußersten Westrand des Verbreitungsgebiets der Gesamtart. Zuletzt, nach einem bereits Jahrzehnte anhaltenden Rückgang, war es beschränkt auf Nordostfrankreich (Vogesen, Ardennen und ihre Vorländer), die belgischen Ardennen, Luxemburg und das linksrheinische Deutschland. Rechts des Rheins kam es vor im Westerwald, Bergischen Land, Sauerland, in den Mittelgebirgen Westfalens und Westniedersachsens sowie im Nordosten der Niederlande. Die mögliche frühere Ausdehnung des Unterartenareals in den Nordosten der Norddeutschen Tiefebene und nach Südwesten bis ins französische Zentralmassiv sowie in die Pyrenäen und Nordspanien wurde teilweise diskutiert, bisher jedoch nicht an den äußerst spärlichen Museumsbelegen aus diesen Regionen überprüft und bestätigt.

Der Kontakt des Westlichen Haselhuhns zur alpinen Unterart *T. b. styriaca* ist beschränkt auf einen Mischgürtel im Französischen und Schweizer Juragebirge. Die gesamten Alpen werden von *T. b. styriaca* eingenommen. Die Südwestgrenze der Alpenform bildete offenbar bereits in

historischer Zeit am Westabhang der Alpen eine regionale Westgrenze der Art Haselhuhn; Hinweise für Haselhühner im direkt westlich anschließenden Tiefland (Rhône-Tal) fehlen (M. MONTADERT, pers. Mitt.), erst westlich der Rhône kamen Haselhühner wieder vor (Zentralmassiv, Pyrenäen, Nordspanien).

Die Abgrenzung zur ostmitteleuropäischen Unterart *T. b. rupestris* verlief früher wohl entlang des Oberrheins und oberen Mittelrheins, denn die Vogesen beherbergen noch *T. b. rhenana* und der Schwarzwald und der Taunus (zumindest nach NOWAK *et al.* 2012) bereits *T. b. rupestris*. Nördlich der Lahn griff das Westliche Haselhuhn auf rechtsrheinisches Gebiet über und besiedelte Westerwald und Westhessen, Bergisches Land, Sauerland, Westfalen und die Gebirge im Südwesten Niedersachsens. Die Ostgrenze zu *T. b. rupestris* in diesem Raum verlief in etwa von der unteren Lahn über Kassel in Richtung Harz; die taxonomische Identität der erloschenen Harzpopulation bleibt ungeklärt, ebenso wie jene der wenigen alten Nachweise des Haselhuhns in der Lüneburger Heide. Im Emsland und im Nordosten der Niederlande reichte dagegen *T. b. rhenana* weit in die Tiefebene hinein und dürfte sich ursprünglich zumindest in West- und Ostfriesland der Nordseeküste genähert haben. Ostdeutschland (Thüringen, Sachsen) gehörte zum Areal von *T. b. rupestris*. Die historischen Vorkommen Brandenburgs und Mecklenburgs wurden niemals unterartlich eingeordnet.

Zu skandinavischen Unterarten bildet das Westliche Haselhuhn keine direkte Arealgrenze aus, denn sie setzen erst jenseits von Nord- oder Ostsee ein. Trotzdem werden skandinavische Bälge in den vorliegenden Vergleich einbezogen, denn sie bilden die nördlich an *T. b. rhenana* anschließende Population, selbst wenn diese durch Meere getrennt ist.

Aufgrund des Fortdauerns der Museumsstudie und erst teilweise erfolgter Statistik können an dieser Stelle nur Zwischenauswertungen angeboten werden. Diese sind bezüglich der Biometrie bereits in ersten Ansätzen quantitativ ausgewertet, wenn auch noch nicht mit multivariater Statistik, wogegen die Färbung derzeit nur qualitativ verglichen wird.

1.2 Vergleiche mit dem Nordischen Haselhuhn

Bis zu 108 Museumsbälge vom Westlichen Haselhuhn (*T. b. rhenana*) mit einem Schwerpunkt auf dem Rheinischen Schiefergebirge werden mit bis zu 65 Bälgen der Unterart *T. b. griseonota* aus Skandinavien verglichen, mit einem Schwerpunkt auf Lappland. Der Gebrauch des Namens *T. b. griseonota* folgt BAUER (1960) und erfolgt zunächst nur vorläufig: Mangels einschlägiger eigener Auswertungen soll hier noch nicht zu der Frage Stellung genommen werden, ob man skandinavische Populationen besser in zwei Unterarten teilt (darunter *T. b. griseonota*) oder sie alle zur Nominatform *T. b. bonasia* zusammenfasst.

Abb. 2.2 vergleicht vordere Dorsalansichten beider Formen. Die stark unterschiedliche Färbung fällt sofort ins Auge. Westliche Haselhühner sind in verschiedenen Brauntönen gefärbt, Nordische primär hellgrau. Auch die Anzahl verschiedener Farbtöne fällt stark unterschiedlich aus, von einer gewissen Vielfalt an braunen, rötlichen und auch grauen Abzeichen im gesprenkelt wirkenden Kleid des Westlichen gegenüber wenigen grauen Farben beim Nordischen Haselhuhn. Innerhalb der Taiga Nordeuropas ist allerdings ein meridionaler Übergang zu beobachten von nur überwiegend grau und untergeordnet auch braun gefärbten Bälgen in der südlichen Zone der Taiga bis hin

zu rein grauen Tieren weiter im Norden. Daneben fällt das stark verschiedene Ausmaß der individuellen Farbvariabilität auf: Diese ist bei *T. b. griseonota* gering (und in den uniformen Populationen des hohen Nordens fast überhaupt nicht ausgeprägt), beim Westlichen Haselhuhn dagegen auffällig, denn dieses beinhaltet individuell streuende Farbkleider, die sich als bichromatischer Polymorphismus in eine ins (Rot)braune oder ins Graue spielende Farbreihe anordnen lassen. Selbst bei nur oberflächlicher Betrachtung fällt auf, dass eigentlich nicht zwei Westliche Haselhühner identisch gefärbt sind. Im Norden dagegen ist die Anzahl der Farbmorphen geringer, und in einigen Regionalbeständen wirken zumindest auf den ersten Blick sogar alle Individuen einheitlich. Die Zeichnung der Unterseite ist in Skandinavien feiner gefleckt als bei der reduzierten und eher undeutlich wirkenden Sprenkelung von Brust und Bauch beim Westlichen Haselhuhn.



Abb. 2.2 Vergleich der Rückenfärbung von Westlichen Haselhühnern (links) aus dem Westerwald (Lektotypen dieser Unterart in der Kollektion KLEINSCHMIDT im ZOOLOGISCHEN FORSCHUNGSMUSEUM ALEXANDER KOENIG, Bonn) und eines Nordischen Haselhuhns (rechts) aus Lappland (ZFMK 8276, ZOOLOGISCHEN FORSCHUNGSMUSEUM ALEXANDER KOENIG, Bonn).

Fig. 2.2 Comparaison de la coloration dorsale de trois Gelinottes de l'Ouest (à gauche) (lectotypes de la collection KLEINSCHMIDT conservés au MUSEUM DE RECHERCHES ZOOLOGIQUES ALEXANDER KOENIG à Bonn) et une Gelinotte de la sous-espèce nordique de Laponie (ZFMK 8276, MUSEUM DE RECHERCHES ZOOLOGIQUES ALEXANDER KOENIG à Bonn).

Ein weiterer äußerst augenfälliger Unterschied ist der Kleinwuchs der nördlichen Populationen gegenüber allen Haselhühnern aus dem europäischen Laub- und Mischwaldgürtel, eingeschlossen dem Westlichen Haselhuhn.

Beide prominente Unterschiede, Farbqualitäten und Körpergröße, gestatten jeweils bereits die weitgehend irrtumsfreie Ansprache, also gegen 100 % alle Bälge können allein mit diesen weitgehend überlappungsfreien Merkmalen bestimmt werden.

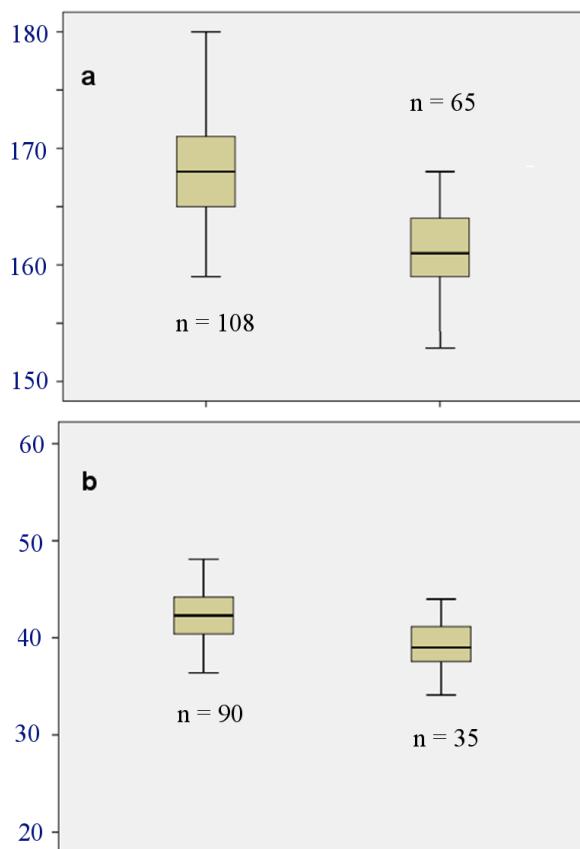


Abb. 2.3 Vergleichende Biometrie von Westlichem Haselhuhn (links) und Nordischem Haselhuhn (rechts). **2.3a.** Flügellängen in mm (n = 108 Westliche und n = 65 Nordische Haselhühner). **2.3b.** Vergleich der Längen des Laufs in mm (n = 90 Westliche und n = 35 Nordische Haselhühner). In solchen Box-Plots umschließt die Box die inneren 50 % der Werte, der horizontale Querstrich innerhalb der Box ist der Medianwert, und die Antennen am Rande zeigen die jeweils kleinsten und größten 25 % der Maße an.

Fig. 2.3 Biométrie comparée de la Gelinotte de l'Ouest (à gauche) et de la Gelinotte nordique (à droite). **2.3a.** Longueur de l'aile en mm (respectivement n = 108 et n = 65). **2.3b.** Longueur du tarso-métatarse en mm (respectivement n = 90 et n = 35). Graphique en boîte à moustaches où la boîte comprend 50 % des données, la barre horizontale indique la médiane et les deux moustaches délimitent 25 % des mesures.

In der Flügellänge (Abb. 2.3a) überlappen beide Kohorten nur wenig (zu ungefähr einem Fünftel aller Bälge), mit Mittelwerten von 168,2 mm für *T. b. rhenana* und 161,4 mm für *T. b. griseonota*. 80,9 % der Bälge können allein mit diesem höchst signifikanten Unterschied (t-Test; $p < 0,0001$) einer der beiden Formen zugeordnet werden.

Die Länge der Läufe (Abb. 2.3b) unterscheidet sich mit 42,2 mm für Westliche und 39,3 mm für Nördliche Haselhühner (t-Test, $p < 0,0001$) und gestattet 71,8 % der Bälge richtig zu bestimmen. Noch erheblich deutlicher fallen die langen außen am Lauf herabhängenden „Federhosen“ der skandinavischen Bälge auf, die mit 102,4 % der Lauflänge bis über das Ende des Laufs und den Zehengrund hinaus reichen (Abb. 2.4). Der Vergleichswert bei *T. b. rhenana* beträgt 79,5 %

der Lauflänge, d. h. die Federhose bedeckt nur die proximalen 4/5 des Laufs und lässt dessen terminales Fünftel unbedeckt und nackt sichtbar. Dieser Unterschied ist nicht nur optisch recht deutlich, sondern gestattet die Unterartdiagnose von immerhin 93,6 % aller Individuen. Es sollte nachgetragen werden, dass selbst bei den nördlichen Haselhühnern die Läufe nicht bis zum Zehengrund flächendeckend befiedert sind: Vielmehr ist auch hier nur der proximale Lauf von Federn bedeckt und die „Hosenfedern“ hängen lediglich distal wie echte Hosenbeine oder ein Vorhang darüber, ohne distal festgewachsen zu sein.

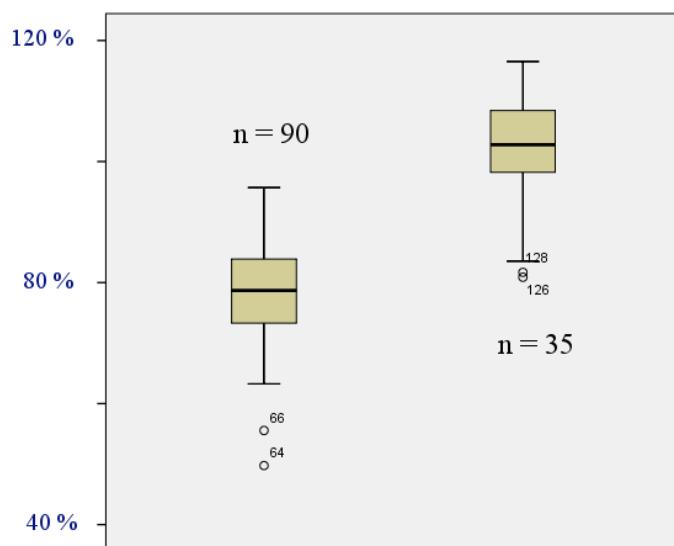


Abb. 2.4 Vergleich der relativen Länge der Federhosen (befiederter Anteil des Laufs in Prozent der Lauflänge) zwischen Westlichem Haselhuhn (links; n = 90) und Nordischem Haselhuhn (rechts; n = 35). Die Kringel zeigen einzelne Ausreißerwerte numerierter Individuen.

Fig. 2.4 Longueurs relatives de la partie emplumée du tarso-metatarsé chez le Gelinotte de l’Ouest (à gauche, n = 90) et chez la Gelinotte nordique (à droite, n = 35). Les cercles représentent des données extrêmes.

Die Schnabelhöhe differiert nur knapp signifikant (t-Test, $p = 0,038$). Dennoch weisen Westliche mit gemittelt 10,2 mm ein wenig dickere Schnäbel auf als Nordische Haselhühner mit 9,9 mm. Auch die Schnabellänge differenziert knapp signifikant die wenig langsnäbeligeren Nordländer von der rheinischen Kohorte (t-Test, $p = 0,0159$), wobei die Mittelwerte mit 20,9 und 20,8 mm fast gleich ausfallen (die Verteilungen sind aber unterschiedlich). *T. b. rhenana* hat also, auch wenn man diesen Unterschied ohne exakte Messung übersehen würde, sehr wenig längere und zudem etwas kegelförmigere Schnäbel als *T. b. griseonota*.

Die genannten biometrischen Unterschiede gestatten in der Diskriminanzanalyse mit 97,3 % praktisch jeden Museumsbalg eindeutig einer der beiden Unterarten zuordnen. Dasselbe gilt zusätzlich für die Färbung des Gefieders. Eine quantitative Auswertung der Färbungsdaten wäre zu diesem Zeitpunkt der Studie noch verfrüht, aber man kann davon ausgehen, dass jeder Einzelbalg eine farbliche Zuordnung zu *T. b. rhenana* bzw. *T. b. griseonota* gestattet. Dieser Unterschied wird an allen Partien des Körpers deutlich, besonders klar auf dem Rücken („*griseonota*“ = graurückig).

1.3 Vergleiche mit dem Alpen-Haselhuhn

Auch alpine Haselhühner sind in Museen reichlich vertreten, so dass dieser Vergleich mit bis zu 108 Westlichen und 91 Alpen-Haselhühnern abgesichert ist. Der Schwerpunkt der alpinen Stichprobe liegt auf Österreich, aber auch die Schweiz ist gut vertreten, während die französischen Westalpen und Italien zurücktreten.

T. b. rhenana und *T. b. styriaca* sind weniger stark voneinander differenziert als beide gegenüber *T. b. griseonota*. Dennoch lässt sich bereits durch bloßen Augenschein ein erheblicher Populationsanteil dem rheinischen bzw. alpinen Kollektiv zuordnen.

Die mittleren Flügellängen liegen höchst signifikant auseinander (t-Test; $p < 0,0001$), alpine Vögel haben ungefähr 6 mm längere Flügel (Abb. 2.5). Allein aufgrund dieses Merkmals lassen sich 81 % aller Bälge zuordnen. Wie bereits im Fall des vorigen Populationsvergleichs mit Nordischen Haselhühnern zeigt eine unterschiedliche Flügellänge auch in diesem Vergleich eine insgesamt bedeutendere Körpergröße der Kohorte mit längeren Flügeln an, in diesem Fall der Haselhühner aus dem Alpenraum.

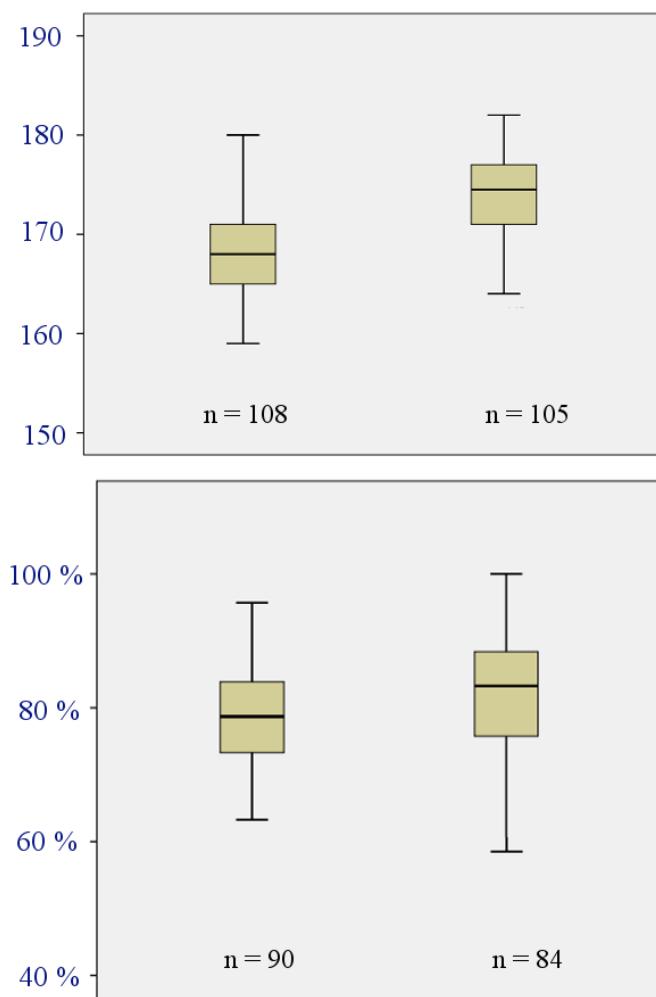


Abb. 2.5 Vergleiche der Körpermaße von Westlichem Haselhuhn (links) und Alpen-Haselhuhn (rechts).
2.5a. Flügellängen in mm. **2.5b.** Befiederter Anteil des Laufs in Prozent der Lauflänge.

Fig. 2.5 Comparaisons biométriques entre la Gelinotte de l'Ouest (à gauche) et la Gelinotte alpine (à droite).
2.5a. Longueur de l'aile en mm. **2.5b.** Proportion de la partie emplumée du tarso-métatarse.

Beide Gruppen haben erheblich kürzere Federhosen als die Nordischen Haselhühner, dagegen fällt die unterschiedliche Befiederung der Läufe im rheinischen mit 78,3 % der Lauflänge gegenüber dem alpinen Kollektiv mit 82,7 % geringer aus (Abb. 2.5). Dieser Unterschied erreicht eine statistisch schwache Signifikanz (t-Test, $p = 0,016$) und gestattet die Zuordnung von 63,6 % der Bälge zu einer der beiden Unterarten.

Die übrigen metrischen Merkmale erreichen in keinem Fall die Schwelle signifikanter Unterschiedlichkeit und liegen zudem sämtlich unter der für eine Sonderung in Unterarten üblichen Trennschwelle von 75 % Zuordnung zu einer der verglichenen Populationen: Die längste Zehenkralle identifiziert nur 60,9 % der Bälge als entweder rheinisch oder alpin, die Schnabellänge 60,0 %, die Lauflänge 60,0 % und die Schnabelhöhe 54,5 %.

So bleiben unter den Körpermaßen lediglich Flügellänge (auch als Indikator der Gesamtgröße des Körpers) und die Länge der Federhosen als Merkmale einer Sonderung von *T. b. rhenana* und *T. b. styriaca* als Unterarten. Beide Merkmale gemeinsam gestatten die eindeutige Bestimmung von 79,1 % der Bälge. Die übliche 75 %-Schwelle für getrennte Unterarten wird also biometrisch leicht überschritten.

Die Gefiederfärbung trägt allerdings relevant zu einem eigenständigen Unterartenstatus bei (Abb. 2.6), wenn auch derzeit noch keine quantitativen Angaben möglich sind. Alpen-Haselhühner sind düsterer gefärbt, mit einem Überwiegen schwarzbrauner Farbtöne. Zwar unterliegen auch sie dem artüblichen bichromatischen Polymorphismus von eher grauen und eher (rot)braunen Kleidern, doch tritt das Rotbraun bei *T. b. styriaca* gegenüber *T. b. rhenana* deutlich zurück. Brust und Bauch sind in der alpinen Population dichter und dunkler (pigmentreicher) gefleckt, und die dunklen Brust- und Bauchflecken sind schärfer gegenüber dem Unterseitenhell abgegrenzt als im verwaschener wirkenden Kleid von *T. b. rhenana*, dessen ventrale Fleckenzeichnung stärker zurücktritt als bei irgendeiner anderen Form des Haselhuhns und undeutlicher erscheint. Auch sonst im Gefieder fällt die Färbung von *T. b. styriaca* markanter und „pointiert“ aus, denn verwaschen zeichnungsarm wirkende, undeutlich abgegrenzte Farbfelder sind kaum vorhanden. Alpine Haselhühner sehen zudem ziemlich einheitlich aus, populationsintern sind sie deutlich homogener als die individuell stärker streuenden Bälge aus dem Rheinischen Schiefergebirge. Hier deutet sich eine erhöhte genetische Uniformität im Alpenraum an, die am besten mit der Hilfe von molekulargenetischen Markergenen zu überprüfen und zu bestätigen wäre. Wahrscheinlich ist die Alpenform genetisch einförmiger.



Abb. 2.6 Oberes Teilbild: Gefiederfärbung des Westlichen Haselhuhns (oberer Balg) und des Alpen-Haselhuhns (unterer Balg). Unterer Teilbild: ventrales Fleckenmuster in zwei Serien des Westlichen Haselhuhns (links) und des Alpen-Haselhuhns (rechts) im ZOOLOGISCHEN FORSCHUNGSMUSEUM ALEXANDER KOENIG, Bonn.

Fig. 2.6 En haut : Coloration de la Gelinotte de l'Ouest (au-dessus) et de la Gelinotte alpine (en dessous). En bas : Aspect de la face ventrale pour deux séries de Gelinotte de l'Ouest (à gauche) et de Gelinotte alpine (à droite). Individus conservés au MUSEUM DE RECHERCHES ZOOLOGIQUES ALEXANDER KOENIG à Bonn.

1.4 Vergleiche mit dem Ostmitteleuropäischen Haselhuhn

Von allen hier behandelten Unterarten ist das Ostmitteleuropäische Haselhuhn (*T. b. rupestris*) am wenigsten gut in Sammlungen vertreten. Zwar konnten bisher 26 Bälge ausgewertet werden, die dieser Unterart – gemäß dem von BAUER (1960) angegebenen Verbreitungsgebiet – zugeordnet werden können. Von diesen 26 Bälgen stammen aber allein sieben aus dem Schwarzwald und weitere sechs aus Hessen, und damit aus dem unmittelbaren Grenzgebiet von *T. b. rupestris* und *T. b. rhenana*, und weitere acht aus dem südlichen Bayerischen Wald, und damit nicht weit entfernt von der Unterartengrenze zwischen *T. b. rupestris* und *T. b. styriaca*. Nur ganze fünf *rupestris*-Bälge waren relativ weit von einer Unterartengrenze entfernt gesammelt worden. Bisher ist die Natur der Unterartenkontakte des Haselhuhns nur annähernd bekannt: Benachbarte Unterarten mögen an einer „harten“ Grenze relativ übergangsfrei zusammenstoßen oder mittels mehr oder weniger ausgedehnten Übergangszenen mit vermittelnden Phänotypen. BAUER (1960) stellt solche auf einer recht kleinen Datengrundlage zwar in Abrede, um danach trotzdem in einzelnen Fällen Bestimmungsprobleme anzuführen, etwa im östlichen Nordrhein-Westfalen. Auch Zonen sekundären Populationskontaktes und Hybridisierung sind denkbar. Daher ist beim derzeitigen Kenntnisstand durchaus möglich, dass die grenznahen Bälge nicht alle Merkmale von *T. b. rupestris* unvermischt aufweisen, weil Übergangsformen zwischen Unterarten auftreten. Für die Zwecke der vorliegenden Zwischenauswertung wurden daher zusätzlich zur gesamten *rupestris*-Stichprobe von $n = 26$ die lediglich $n = 5$ Bälge aus Ostdeutschland, Polen oder dem südöstlichen Mitteleuropa getrennt ausgewertet, weil diese östlichen Herkünfte kaum von direkten genetischen Kontakten zu Nachbarformen beeinflusst sein werden. Natürlich sind nur fünf Bälge eine für statistische Auswertungen recht kleine Stichprobe. Daher stehen alle Aussagen dieser Zwischenauswertung zu *T. b. rupestris* noch unter Vorbehalt.

Die Berechtigung dieses methodischen Vorgehens ergibt sich aus den Ergebnissen: Die Körpermaße differenzieren 80 % der östlichen Bälge von *T. b. rupestris* gegenüber *T. b. rhenana*, im Vergleich zu nur 70 % bei Einbezug der *rupestris*-Bälge aus dem Schwarzwald und aus Hessen. Offenbar besteht ein gewisser genetischer Austausch zwischen Westlichen und Ostmitteleuropäischen Haselhühnern östlich der Oberrheinischen Tiefebene, welche entlang der Arealgrenze Populationen von gewissen Übergangsphänotypen erzeugt. Wie breit diese Übergangszone ist, kann wegen der sehr begrenzten Stichprobe derzeit nicht ausgesagt werden.

Wiederum differenziert die Flügellänge auch diese beiden Unterarten (Abb. 2.7). Ihr Mittelwert steigt von 168,2 mm bei *T. b. rhenana* zu 170,2 mm bei allen *rupestris*-Bälgen an, und weiter auf 171,2 mm von *T. b. rupestris* von östlicher Herkunft weit von der Arealgrenze (t-Test, $p = 0,03$ bzw. $p = 0,013$ für beide Vergleichspaare). Der Größenunterschied fällt allerdings so gering aus, dass er allein mit dem Auge nicht erkannt wird und exakter Messungen bedarf.

Die Schnabellänge fällt mit 20,8 mm bei *T. b. rhenana* und bei allen vermessenen *T. b. rupestris* gleich aus, östliche *rupestris*-Bälge haben aber mit 21,3 mm ein wenig längere Schnäbel (t-Test, $p = 0,05$) (Abb. 2.7).

T. b. rupestris hat etwas längere Federhosen am Lauf, wobei der Unterschied zwischen *T. b. rhenana* (78,2 % der Lauflänge) und allen vermessenen *T. b. rupestris* (81,6 %) nicht signifikant ausfällt. Statistische Signifikanz wird aber erreicht, wenn man *T. b. rhenana* mit den östlichen *rupestris*-Bälgen von jenseits der Kontaktregion (88,5 %) vergleicht (t-Test, $p = 0,004$).

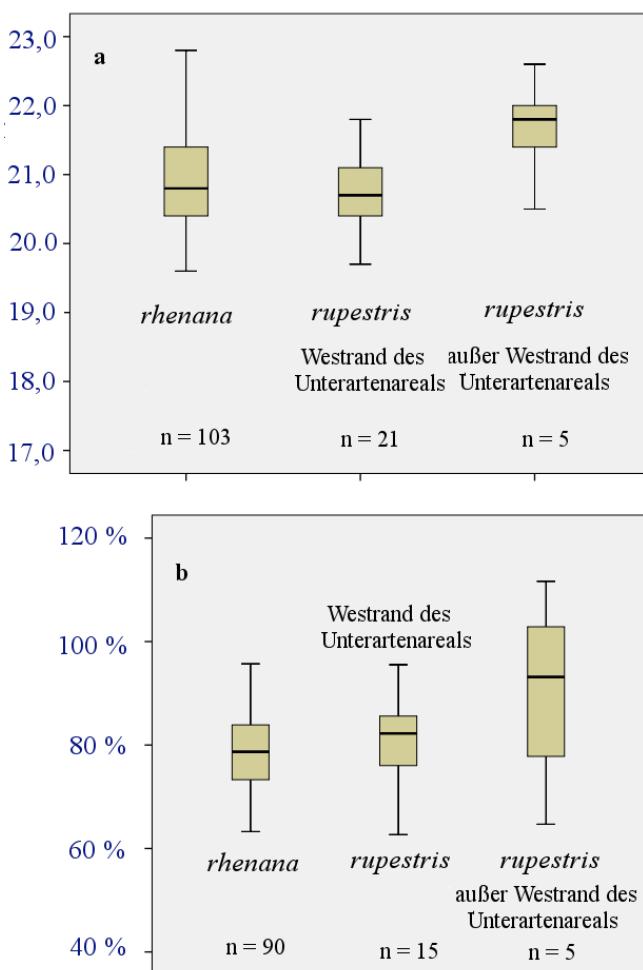


Abb. 2.7 Vergleiche von Schnabellänge (2.7a) und Länge der Federhosen als Prozent der Lauflänge (2.7b) von Westlichem Haselhuhn (links) und Ostmitteleuropäischem Haselhuhn (rechts). Die *rupestris*-Stichprobe wurde aufgespalten in Herkünfte aus dem unmittelbaren West- und Südsaum des Unterartenareals (Hessen, Schwarzwald, südl. Bayerischer Wald) und solchen, die weiter von den Arealen von *T. b. rhenana* und *T. b. styriaca* entfernt gesammelt wurden.

Fig. 2.7 Comparaison de la longueur du bec (2.7a) et de la proportion de la partie emplumée du tarso-métatarsé (2.7b) de la Gelinotte de bois de l'Ouest (à gauche) et de la Gelinotte du Centre-est européen (à droite). Les échantillons de la sous-espèce *T. b. rupestris* ont été séparés en deux groupes, l'un provenant des bordures ouest et sud de l'aire (Hesse, Forêt Noire et Forêt de Bavière), l'autre plus loin vers l'est à l'écart de l'aire historique des deux autres sous-espèces voisines (*T. b. rhenana* et *T. b. styriaca*).

Die in der Vogelkunde verbreitet zugrunde gelegte Trennschwelle zwischen zwei Unterarten in Form der Bestimmbarkeit von über 75 % der Individuen wird dann erreicht, wenn man alle erhobenen Körpermaße gemeinsam einrechnet, und im Fall der östlichen *rupestris*-Bälge von jenseits der Kontaktregion auf 80 % Bestimmbarkeit kommt. Einzelmaße erreichen diese Schwelle nicht, außer der Länge der Federhosen am Lauf, welche *T. b. rhenana* und östliche *T. b. rupestris* zu 75,5 % richtig zuordnen lässt. Biometrisch betrachtet sind *T. b. rhenana* und *T. b. rupestris* daher allenfalls schwach differenzierte Unterarten oder nur grenzwertig differenziert.

Deutlicher fällt die Unterschiedlichkeit der Färbung aus: *T. b. rupestris* zeigt weniger Rottöne im Gefieder als *T. b. rhenana*. Der vorherrschende Braunton ist auch nicht schwarzbraun wie bei *T. b. styriaca*, sondern kann als mittelbraun bezeichnet werden (Abb. 2.8). Eine vertiefte Auswertung der Farbqualitäten ist in Arbeit.



Abb. 2.8 Oberes Teilbild: Vergleich der Rückenansichten eines Westlichen (links) und eines Ostmittel-europäischen Haselhuhns (rechts). Links ZSM 17.4659 aus Altenkirchen im Westerwald, rechts ZSM 24.446 aus Deggendorf im Bayerischen Wald (jeweils ZOOLOGISCHE STAATSSAMMLUNG, München). Unterer Teilbild: Ostmitteleuropäisches Haselhuhn aus Sarleinsbach im Mühlviertel, Oberösterreich. Dermoplastik aus dem OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEUM, Linz (Foto: Museumskurator STEPHAN WEIGL).

Fig. 2.8 Au-dessus, vue dorsale de la Gelinotte de l'Ouest (à gauche) et de la Gelinotte du centre-est européen (à droite). A gauche, le spécimen ZSM 17.4659 provenant de Altenkirchen dans le Westerwald, à droite ZSM 24.446 provenant de Deggendorf en Forêt de Bavière (ZOOLOGISCHE STAATSSAMMLUNG, München). En bas, Gelinotte du centre-est européen provenant de Sarleinsbach du Mühlviertel, Autriche. Dermoplastique du OBERÖSTERREICHISCHES LANDESMUSEUM à Linz (Photo : STEPHAN WEIGL).

Bei allen Haselhühnern zeigen Hennen einen Trend zu eher warmen, gedeckten (Braun)Farben und einem Zurücktreten der Grautöne. Dieser Trend mag mit einer erhöhten Anforderung an die Tarnwirkung auf dem Waldboden in Verbindung mit Brut und Brutpflege zusammenhängen,

zumal optische Auslöser während der Balz für eine erhöhte Attraktivität für das weibliche, auswählende Geschlecht keine Rolle spielt. Daher dürfte die vielfach als Evolutionstreiber wirkende sexuelle Selektion, welche die Veränderung männlicher Signale vorantreibt, bei den Weibchen nicht oder kaum ins Gewicht fallen, wohl aber zu einer rascheren evolutiven Divergenz der Hähne führen. Es überrascht deshalb nicht, dass auch die recht ähnlichen Unterarten *T. b. rhenana* sowie *T. b. rupestris* in der Färbung im Falle von Hähnen besser zu unterscheiden sind als im Falle der Hennen. Der Autor hatte keine Schwierigkeiten, alle vorgefundenen *rupestris*-Hähne aus dem Schwarzwald allein schon durch äußere Betrachtung von *T. b. rhenana* zu unterscheiden, was ihm bei Hennen nicht ohne Weiteres gelang. Bisher liegen allerdings zu wenige Hennen aus weiter östlich gelegener Herkunft vor um zu entscheiden, ob diese Beobachtung allein für die Population des Schwarzwaldes in unmittelbarer Nähe zur westlichen Arealgrenze der Unterart zutrifft oder ob sie für *T. b. rupestris* verallgemeinert werden kann.

Auf jeden Fall addieren sich die Unterschiede der Färbung zu der ohnehin bereits allein die 75 %-Schwelle ganz schwach überschreitenden Bestimmbarkeit des Unterartenpaares *rhenana/rupestris*, so dass offenbar auch im Falle dieses Paares die subspezifische Schwelle überschritten wird. Hinzu treten noch DNA-Merkmale (NOWAK *et al.* 2012). Von allen betrachteten Vergleichen ist dieses Unterartenpaar jedoch morphologisch am wenigsten differenziert.

1.5 Die Haselhühner im Jura-Gebirge

Die Kontakt- und Überlappungszonen an den Grenzen benachbarter Unterartenareale sind besonders aufschlussreich, denn sie geben Auskunft über die wechselseitige genetische Beziehung von Nachbarformen. Mitteleuropa wird geradezu von solchen Kontaktzonen geprägt (Abb. 2.9). Leider ist bisher wenig über die Natur dieser Kontakte bekannt, außer dass BAUER (1960) die Bälge von *T. b. rhenana* und *T. b. rupestris* im Raum Hessen/Westfalen fast durchweg gut differenzierte, und bis auf nur zwei Bälge mit *rupestris*-Färbung im östlichen Grenzareal von *T. b. rhenana* schwierig anzusprechende oder intermediäre Exemplare nicht oder kaum vorfand. Ansonsten benennt BAUER (1960) für dieses Kontaktgebiet eine großräumigere Annäherung, nämlich eine nach Osten abnehmende Rotbraunfärbung, welche bereits innerhalb des *rhenana*-Areals unterschiedlich auftritt, indem sie linksrheinisch (Eifel) intensiver ausfällt als rechtsrheinisch (Westerwald, Sauerland), um ostwärts zu *T. b. rupestris* noch mehr abzunehmen.

Mit einer Mischsignatur für Merkmale von sowohl *T. b. rhenana* und *T. b. styriaca* deutete die Arealkarte von BAUER (1960) jedoch für die Kontaktregion dieser Unterarten im Jura-Gebirge eine Misch- und damit Hybridzone an, gelegen an der Grenze zwischen der nordwestlichen Schweiz und Frankreich. BAUER (1960; auch in GLUTZ *et al.* 1973) gruppierte zwar die Haselhühner des Jura noch in die alpine Unterart ein, verweist jedoch auf deren Anklänge an *T. b. rhenana*. Die eigene Erhebung in mehreren schweizerischen Museen gestattet dem Verfasser an dieser Stelle eine erste Prüfung dieser Hypothese der Hybridisierung (die leider von BAUER 1960 nicht detailliert diskutiert wurde). Während bisher keine Haselhühner aus dem Französischen Jura gefunden wurden, erlaubt eine stattliche Serie von 28 überwiegend hervorragend erhaltenen Bälgen eine Charakterisierung der Population im Schweizer Jura.

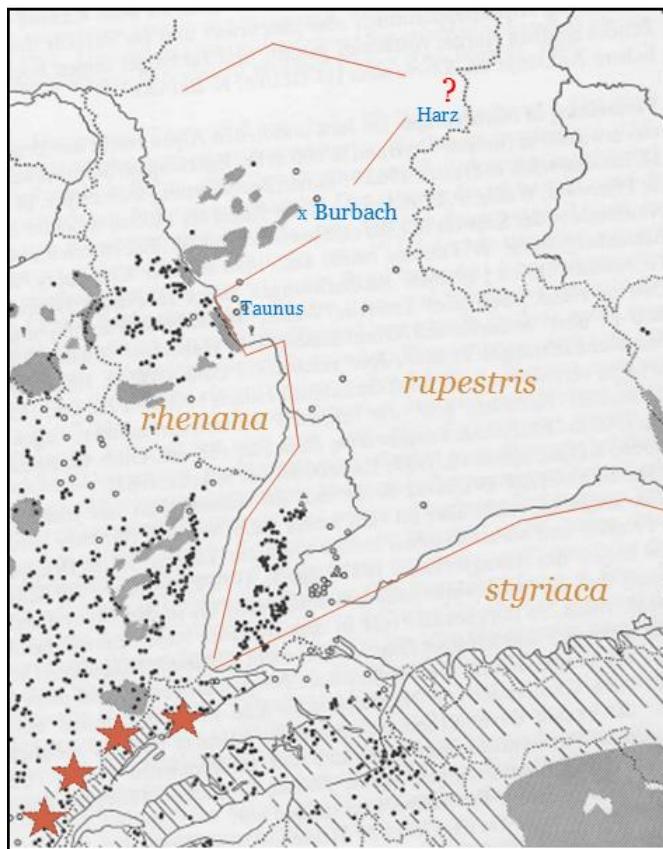


Abb. 2.9 Areale und Kontaktzonen der drei mitteleuropäischen Unterarten des Haselhuhns. Umzeichnung nach BAUER (1960) und GLUTZ *et al.* (1973/1994). Die Arealgrenze im Taunus folgt NOWAK *et al.* (2012). Die Sterne markieren eine wahrscheinliche Hybridzone der zwei angrenzenden Unterarten im Jura-Gebirge.

Fig. 2.9 Aire de distribution des trois sous-espèces de Gelinotte en Europe centrale et leurs zones de contact. Adapté de BAUER (1960) et GLUTZ *et al.* (1973/1994). Dans la zone du Taunus, la limite d'aire est basée sur NOWAK *et al.* (2012). L'astérisque signale la zone supposée d'hybridation dans le massif jurassien.

Danach steht fest, dass der Jura für das Haselhuhn eine tiergeographische Scheide darstellt, denn seine Haselhühner sind zu 84,5 % gegenüber der Unterart *rhenana* (Rheinisches Schiefergebirge bis zu den Vogesen) und zu 69,2 % von der Alpenform *styriaca* allein aufgrund der Körpermaße zu differenzieren. Insgesamt ist die Jura-Population also morphologisch eigenständig, besonders gegenüber *T. b. rhenana*, sie ähnelt jedoch der Alpenform mehr als der Rheinischen. Für eine hybridogene Population sind zusätzlich zwei weitere Forderungen zu stellen: Erstens sollte sie zumindest in wesentlichen Merkmalen intermediär ausfallen und zweitens aufgrund der genetischen Mischung eine erhöhte Variabilität zeigen. Beides kann aufgrund meiner Erhebung bestätigt werden: Die Flügellänge (Abb. 2.10) und die Schnabelmaße sind eindeutig intermediär und die Schnabelmaße, die Klauenlänge der längsten Zehe sowie die Färbung fallen im Jura offenbar variabler aus als in den benachbarten Populationen. Insofern wird die von BAUER (1960) erstmals kartographierte Hypothese eines Hybridgürtels zumindest erhärtet. Weitere Auswertungen und auch molekulargenetische Daten würden begrüßt, um zusätzliche Belege zu erhalten. Die genaue geographische Ausdehnung dieser mutmaßlichen Hybridzone kann derzeit noch nicht genau angegeben werden, aber es erscheint, als ob sie im Wesentlichen auf das schmale Kammgebirge des Jura selbst beschränkt ist. Aus den Vogesen wurden leider bisher erst wenige Bälge gefunden, aber diese entsprechen in Körpermaßen und Färbung der Unterart *T. b. rhenana*. Das scheint auch für

Haselhühner aus den südlichen Vogesen, in direkter Nachbarschaft zum Jura, zuzutreffen. Weniger eindeutig ist die Abgrenzung der Jura Mischpopulation zur alpinen Unterart im Schweizer Mitteland zu beurteilen, wo die Art heute erloschen ist und nur als vereinzelte Museumsstücke überdauert. Diese bleiben im Weiteren noch eingehender auszuwerten und kleinräumig zuzuordnen. Das langgestreckte Jura-Gebirge bildet auch den einzigen direkten Kontaktraum der Unterarten *T. b. rhenana* und *T. b. styriaca*, denn nach M. MONTADERT (pers. Mitt.) sind auch aus historischer Zeit keine Belege aus dem bereits (sub)mediterran beeinflussten Tal der Rhône südlich von Lyon bekannt, so dass die *styriaca*-Bestände der Westalpen zu den – heute ausgestorbenen – Haselhühnern im Massif Central (mutmaßlich vielleicht *T. b. rhenana*) auch in historischer Zeit offenbar keinen direkten Kontakt hatten. Allein im Jura traf der Alpenbestand mit jenem der westlichen Mittelgebirge und des außeralpinen Tieflands Frankreichs zusammen.

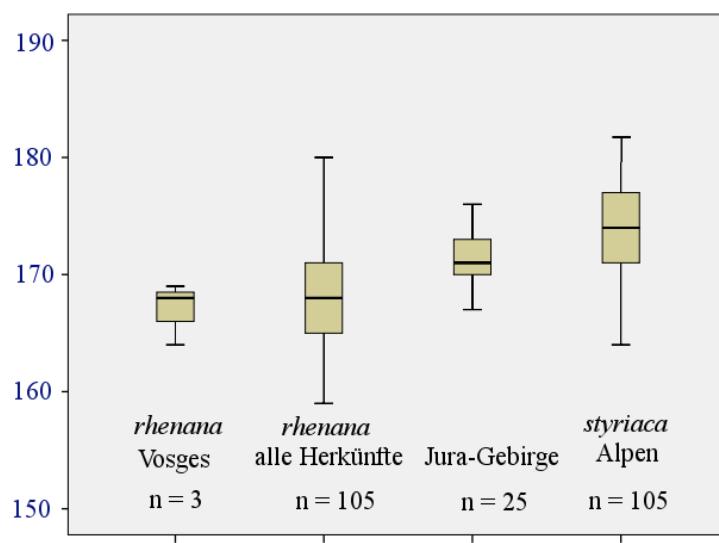


Abb. 2.10 Flügellängen von Haselhühnern in mm im Vergleich. Einzelne Haselhühner aus den Vogesen stimmen mit allen anderen Bälgen von *T. b. rhenana* überein, aber die Daten aus dem Jura-Gebirge vermitteln zur Unterart *T. b. styriaca*.

Fig. 2.10 Longueur de l'aile des différentes populations géographiques de Gelinotte des bois en mm. Les individus provenant des Vosges ne sont pas différents des autres *T. b. rhenana*, mais les individus du Jura ont une morphologie intermédiaire les rapprochant de la sous-espèce *T. b. styriaca*.

Allerdings fallen nicht alle erhobenen Merkmale der Jura-Population intermediär aus und nicht alle sind in der Population des Jura eindeutig variabler. Das muss auch nicht sein, denn es trifft auch in Hybridgürteln anderer Artkomplexe von Vögeln nicht immer kongruent zu; schließlich unterliegt auch ein Hybridbestand seit seiner Genese einer Eigenevolution. Bemerkenswert ist aber dennoch, dass die Bälge aus dem Jura hoch signifikant kürzere Läufe und auch ein wenig kürzere Zehenkrallen besitzen als sowohl *T. b. rhenana* als auch *T. b. styriaca*. Auch fällt im Jura in einer recht variablen Färbungsvielfalt besonders ein prominenter und auffälliger Färbungstyp auf (Abb. 2.11), dessen Farbdetails in keiner der benachbarten Unterarten beobachtet wurden (noch irgendwo sonst im weltweiten Areal des Haselhuhns). In diesem Farbkleid kombiniert die dichte dunkle Fleckenzeichnung der Unterseite – ein Hinweis auf die alpine Form – mit einer eher an *T. b. rhenana* erinnernden „großmaschig“ gemusterten Oberseite, in welcher allerdings rein

braune Farbflächen auf Kosten von typischem „*rhenana*-Rotbraun“ vorherrschen. Wenn daher der Bestand im Jura tatsächlich einen Hybridbestand aus den benachbarten Unterarten darstellt, was aufgrund der vorliegenden Befunde wahrscheinlich ist, wäre er eine Mischpopulation, in der zusätzlich zu Intermediate zwischen beiden Elternformen zusätzlich evolutive Neuerungen auftreten. Auch solche Fälle sind durchaus bei Vögeln und anderen Wirbeltieren zuweilen beobachtet worden. Man spricht in diesem Fall von „transgressiver Evolution“, also von Merkmalssprünge im Mischbestand nach und aufgrund der Hybridisierung, weil die erhöhte Mischerbigkeit der Mischlinge der Umweltauslese ein üppiges Substrat anbot. Transgressive Hybridzonen sind in unserer Fauna nicht häufig und stellen durchaus eine evolutionsbiologische Besonderheit dar. Über die ohnehin schon bemerkenswerte Vielfalt von drei zusammenkommenden Unterarten in Mitteleuropa wird auf diese Weise die regionale Evolutionsbiologie des Haselhuhns bei uns wissenschaftlich noch interessanter.



Abb. 2.11 Dermoplastik eines Haselhuhns aus dem Schweizer Jura (Inventar-Nummer MHNN 92.4445C) in einem Diorama des MUSÉE D'HISTOIRE NATURELLE von Neuchâtel/CH. Die ausgedehnten, dicht stehenden Flecken der Unterseite erinnern an *T. b. styriaca*, die Oberseitenfärbung nähert sich eher *T. b. rhenana* an, bleibt aber mittelbraun und entbehrt großflächig der rötlichbraunen Tönung. Dieser Phänotyp wurde weltweit nur im Jura-Gebirge beobachtet, wo er verbreitet ist.

Fig. 2.11 Gelinotte provenant du Jura Suisse, MUSEUM D'HISTOIRE NATURELLE de Neuchâtel/CH (N° inventaire MHNN 92.4445C). Les larges taches sombres des plumes ventrales rappellent *T. b. styriaca* mais la pigmentation dorsale est plus semblable à *T. b. rhenana*, bien que la coloration soit brunâtre et ne présente pas de teintes rousses. Cette coloration dorsale n'est pas rare dans le Jura mais n'a jamais été observé ailleurs.

Die jetzigen Befunde zum Bestand im Jura passen gut zu einer für diese Population nachgewiesene erhöhte Mischerbigkeit einiger DNA-Polymorphismen durch ROSZA (2011; siehe auch ROSZA *et al.* 2016). Diese Diplomstudie verglich polymorphe DNA-Marker aus Stichproben von Haselhühnern des Jura und der französischen Westalpen. Leider kommentierte die Autorin diesen Befund

einer höheren molekularen Vielfalt im Jura nicht arealgenetisch, sondern sie schließt umgekehrt, dass ausgerechnet der große und ungefährdete Alpenbestand wegen Verinselung der Bestände Variabilität verloren hätte. Die Passung der Daten von ROSZA (2011) und ROSZA *et al.* (2016) zu den unabhängig davon aufgestellten Hypothesen eines Mischgürtels zweier aus Westen bzw. Osten zugewanderten Populationseinheiten im Jura-Gebirge ist jedenfalls bemerkenswert.

Die übrigen Kontaktregionen zwischen mitteleuropäischen Unterarten können derzeit noch nicht vertieft kommentiert werden, außer dass offenbar in Oberösterreich eine gewisse Kontakt- und Übergangsregion zwischen der alpinen Form *T. b. styriaca* und der ostmitteleuropäischen Unterart *T. b. rupestris* vorliegt. Hier fällt die Zuordnung einzelner Bälge zuweilen schwer. Für den Kontakt zwischen *T. b. rhenana* und *T. b. rupestris* in Hessen und Westfalen gab BAUER (1960) einerseits an, dass bereits die rechtsrheinischen *rhenana*-Bestände (Westerwald, Sauerland, Westfalen) nicht mehr die volle Intensität der Rottönung ihrer Verwandten von links des Rheins aufwiesen. Dennoch hatte BAUER (1960) kaum Probleme der Zuordnung einzelner Bälge selbst aus der eigentlichen, engeren Grenzzone zwischen beiden Unterarten, was auf einen relativ harten Kontakt schließen lässt. Zu dieser Frage kann die noch laufende Untersuchung des Verfassers in Ermangelung ausreichenden Materials noch keine weiteren Aussagen beitragen, außer dass, wie oben gezeigt, die *rupestris*-Morphen aus dem Schwarzwald und aus Hessen morphometrische Anklänge an *T. b. rhenana* zeigen, zumindest im Vergleich zu *rupestris*-Morphen aus dem östlichen Mitteleuropa. Das spricht für einen gewissen historischen Genfluss. Wie weit nach Osten dieser reicht(e), ist noch unbekannt.

2 Schlussfolgerungen

2.1 Die rechten taxonomischen Kategorien

Von den geographischen Nachbarformen des Westlichen Haselhuhns fällt das Nordische Haselhuhn (*T. b. griseonota*) besonders deutlich heraus. Mit absoluter Unterscheidbarkeit von beinahe 100 % und hohen Trennwerten in mehreren voneinander unabhängigen Merkmalskomplexen ist seine taxonomische Andersartigkeit sehr deutlich und überschreitet die Eigenständigkeit einer üblichen Unterart. *T. b. griseonota* zählt zur Unterartengruppe der borealen Taiga-Formen, die kleinwüchsiger und überwiegend grau gefärbt sind. *T. b. rhenana* gehört im Unterschied dazu zu einer Unterartengruppe von relativ großwüchsigen und primär in verschiedenen Brauntönen gesprankelten Formen des Gürtels der sommergrünen Laub- und Mischwälder von West-, Mittel-, Südost- und dem südlichen Osteuropa. Der französischsprachige Artikel von PFEFFER (2017) bezeichnete diese beiden Unterartengruppen als „super groupes“. Die Grenze zwischen ihnen bleibt im Detail zu kartieren, dürfte aber von der Ostsee in den baltischen Republiken über Weißrussland in die Ukraine verlaufen. Aufgrund der absoluten Trennbarkeit beider Gruppen in mehreren parallelen und funktionell und mutmaßlich genetisch voneinander unabhängigen Merkmalskomplexen muss man fragen, ob diese Unterartengruppen nicht das Kriterium getrennter „Phylospezies“ erfüllen, also Arten nach dem Phylogenetischen Artkonzept sind. Dieses Artkonzept belegt eigenständig evolvierende Linien mit getrenntem Artstatus, sofern diese im Stammbaum in verschiedene Richtungen fortschreitende Evolutionstendenzen und qualitative Unterschiedlichkeit aufweisen (während eine separate Fortpflanzungsgemeinschaft nicht als Artkriterium gefordert wird).

Die „Unterartengruppen“ des Haselhuhns scheinen dem Verfasser diesen Sachverhalt zu erfüllen, und ein Anhänger des Phylogenetischen Artkonzeptes könnte sie wohl durchaus als Arten abtrennen. An dieser Stelle soll zunächst aber die traditionelle Bewertung als Unterarten beibehalten werden, bis eine Gesamtrevision des Weltareals aller Haselhühner weitere Klärung bringt.

Auch innerhalb der südlichen Unterartengruppe Europas nimmt *T. b. rhenana* eine eigenständige taxonomische Position ein. Die Zwischenauswertung der vorliegenden Museumsstudie untermauert den Unterartenstatus des Westlichen Haselhuhns und ebenso im Wesentlichen die von früheren Autoren angegebenen geographischen Arealgrenzen dieser Form, und bestätigt damit mehrere frühere Revisionen (KLEINSCHMIDT 1941, 1944, 1949, VERHEYEN 1941, 1950, KEVE 1948, BAUER 1960, GLUTZ *et al.* 1973, ILICEV & FLINT 1989), die einmütig zu demselben Ergebnis kamen, sofern es sich um Originalforschung handelte.

2.2 Kontaktzonen

Die von der BAUERSchen (1960) Arealkarte erstmalig angedeutete Hypothese eines Mischgürtels der Unterarten *T. b. rhenana* und *T. b. styriaca* im Jura-Gebirge wird von den jetzigen Daten erhärtet. Mir erscheint jedoch nicht unbedingt gesichert, dass die Population des Jura am besten zur alpinen Unterart gehörig klassifiziert werden sollte, wie von BAUER (1960; auch in GLUTZ *et al.* 1973) trotz „starker Anklänge“ ans Westliche Haselhuhn vorgenommen. Vielmehr erweist die Population des Jura sich recht deutlich als intermediär zwischen den Unterarten *T. b. styriaca* und *T. b. rhenana*, eine echte Mischpopulation, wenn auch mit einigen evolvierten Eigenmerkmalen, welche bei einer Subsumierung unter *T. b. styriaca* unter den Tisch fielen. Eine weitere, eigenständige Unterart im Jura erscheint aber nicht angezeigt, dafür ist die Evidenz für einen bloßen Hybridstatus in einem räumlich gedrängten Kontaktraum zu ausgeprägt. Dessen ungeachtet bilden die Haselhühner im Jura-Gebirge eine bestimmbar, eigenständige Einheit und sie sollten im praktischen Management der Population als separate Einheit behandelt werden, um diesen Fall bemerkenswerter Evolution auch im Naturschutz ausreichend zu berücksichtigen. Im Besonderen sollten im Jura keine fremden Haselhühner ausgesetzt werden, um diese Eigenständigkeit nicht zu verwischen.

Kürzlich erhobene (und noch nicht vollständig ausgewertete) Daten zu einer größeren Populationsserie von Bälgen aus Oberösterreich ergeben bei vorläufiger Bewertung ein weiteres Übergangsgebiet, dieses Mal zwischen *T. b. styriaca* und *T. b. rupestris* im Mühlviertel. Die Haselhühner im Mühlviertel waren von BAUER (1960; auch in GLUTZ *et al.* 1973) in Gänze dem Areal der Alpenform zugeschlagen worden, der Verfasser fand jedoch kürzlich im OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESMUSEUM in Linz Hinweise auf einen Übergangsbereich auch in dieser Region, welcher variablene Phänotypen enthält als der Alpenraum. Ob die Daten durch die Kombination von genau intermediären Merkmalsmustern und hoher Variabilität auch für diese Kontaktzone auf eine sekundäre Kontaktzone mit Hybridisierung schließen lassen, müssen vertiefte Auswertungen ergeben.

Trotz der sich abzeichnenden Übergangszonen am Unterartenkontakt bleibt aber festzuhalten, dass die Merkmalsdifferenzierung des Haselhuhns in Europa durchaus die Existenz von regionalen Morphotypen nahelegt, also von Unterarten, auch wenn diese an den Arealrändern ineinander

übergehen. Für die alternative Deutung eines großräumig gleichmäßigen Merkmalsgefälles in Form von europaweiten kontinuierlichen Klinen ohne echte Typenbildung fehlt jedes Anzeichen.

In diesem Zusammenhang bleibt die Frage nach der genauen Identität der Population in den französischen Vogesen zu stellen. BAUER (1960) ordnete die gesamten Vogesen dem Areal der Unterart *T. b. rhenana* zu, auch wenn deren Arealrand sehr nahe ist, einerseits zur Hybridzone im Jura (und jenseits davon zum Alpen-Haselhuhn), andererseits zur Unterart *T. b. rupestris* im Schwarzwald. Sind die Haselhühner der Vogesen durch genetische Introgression dieser benachbarten Formen beeinflusst? Diese Frage ist deshalb wichtig, weil nach derzeitiger Einsicht allein in den Vogesen Haselhühner des westlichsten Arealrands der Art mit Sicherheit noch überleben (Autoren in diesem Band). Sind diese Überlebenden völlig repräsentativ für die Unterart *T. b. rhenana*? Diese Frage ist derzeit noch nicht abschließend zu beurteilen, weil die Museen nur geringes Museumsmaterial aus dieser Region bereithalten. BAUER (1960) gab die Anzahl seiner Vogesen-Stichprobe nicht an, jedoch kann er eigentlich nur drei Bälge gesehen haben, denn er arbeitete ausschließlich in den Sammlungen von Bonn, Stuttgart und Berlin. Die jetzige Studie schloss bisher sieben ortsdatierte Bälge aus den Vogesen und einen aus dem westlich benachbarten Département Haute-Marne ein. Dazu kommen noch fünf geographisch nicht datierte, weil nicht oder ungenau etikettierte, historisch alte Bälge aus den Sammlungen im direkten Umkreis der Vogesen, in den Naturkundemuseen von Strasbourg, Colmar und Nancy, welche vermutlich ebenfalls aus dieser Region stammen, wenn auch nicht notwendigerweise müssen. Genau wie BAUER (1960) hat auch der jetzige Untersucher durchaus den Eindruck, dass alle ortsdatierten Bälge der Vogesen zur Unterart *T. b. rhenana* passen. Auch die nicht oder unpräzise etikettierten und daher geographisch nicht gesicherten Bälge aus den Sammlungen in Strasbourg (Herkunft „Alsace“), Colmar und Nancy sollten *rhenana*-Morphen sein; dafür sprechen ihre Färbung und ihre Körpermaße. Mit Sicherheit gehört jedenfalls keines der gesichteten Exemplare aus Nordostfrankreich (Région Grand-Est) der Jura- oder gar der Alpenpopulation an, und sie sind auch nicht identisch mit der Serie aus dem Schwarzwald. Weitere einzelne Stücke aus dem näheren Umland, vom Pfälzerwald ($n = 1$), aus Luxemburg ($n = 2$) und den belgischen Ardennen ($n = 4$), passen farblich ebenso gut oder sogar noch besser zu *T. b. rhenana*, ja sind geradezu idealtypische Vertreter davon. Für die Prüfung der Frage, ob es innerhalb der langgezogenen Kette der Vogesen (vom Nordrand des Pfälzerwalds südwärts bis zum Juravorland immerhin ungefähr 250 km) eine interne Populationsdifferenzierung vorliegt, fehlt bisher das Untersuchungsmaterial. Allerdings könnten einige Lebendfotografien von Herrn BRUNO MATHIEU bzw. Herrn J.-J. PFEFFER aus den südlichen Vogesen andeuten, dass doch gewisse farbliche Anklänge der benachbarten Formen vereinzelt auch in der Vogesen-Population zu finden sind, oder dass diese eine größere genetische Breite enthält als die (historischen) Vorkommen im Rheinischen Schiefergebirge. Diese Möglichkeit bleibt, ist aber andererseits nicht gesichert. Der Verfasser schließt nicht aus, daß die Rottönung in den Vogesen teilweise etwas weniger ausgeprägt ist, zumindest in den südlichen Hochvogesen, von wo das meiste Belegmaterial stammt (Haselhühner der Nordvogesen sind in Museen nicht vertreten). Dazu passt eventuell auch der Nachweis eines woanders bisher nicht gefundenen Allels in Form eines seltenen mtDNA-Haplotyps im einzigen molekulargenetisch untersuchten Balg aus den südlichen Vogesen (NOWAK *et al.* 2012), der bei den analysierten *T. b. rhenana* aus dem Schiefergebirge so nicht auftauchte, aber auch nicht bei *T. b. rupestris* oder *T. b. styriaca*. Weitere Suche nach zusätzlichen Bälgen aus den Vogesen und dem gesamten Frankreich, vielleicht Jagdtrophäen in Privatbesitz, und deren Untersuchung ist angezeigt. Trotzdem spricht derzeit alle verfügbare

Information dafür, dass die Population der Vogesen zu den Beständen in den Ardennen und im Schiefergebirge eine größere (phänotypische) Affinität besitzt als zu ihren östlichen (Schwarzwald) und südlichen (Jura, Alpen) Nachbarformen. Derzeit kann die BAUERSCHE Determination, dass der Vogesenbestand der Unterart *T. b. rhenana* angehört, weiterhin aufrechterhalten werden. Vielleicht gestatten zukünftig Jagdtrophäen aus dem Vogesenraum sowie von Avifaunisten gefundene Mauserfedern ein detaillierteres Bild zu zeichnen, denn im „Dreiländereck“ nahe am Areal dreier Unterarten sind das Elsass und Lothringen tiergeographisch besonders interessant.

Hier sei noch der vorläufige Eindruck des Bearbeiters angefügt, dass es innerhalb der Unterarten noch eine weitere, geringfügige lokale Differenzierungsebene geben mag, die man eventuell als Lokalschläge bezeichnen kann; diese wären aber nicht nomenklativisch zu benennen. Für einige Regionen mit vielen Bälgen in Museen, etwa Teilen des Schiefergebirges, scheint sich eine nicht-zufällige Häufung von Farbkleidern in der räumlichen Dimension von Landkreisen anzudeuten. Es bleibt abzuwarten, ob am Ende der Museumsstudie genügend dichte Stichprobencluster aus räumlich benachbarten Landkreisen vorliegen werden, um solche Lokalschläge auch statistisch zu prüfen und abzusichern. Hierzu würden Befunde aus einer Kartierung von DNA-Mikrosatelliten in Schweden passen, wo die dort durchgängig und häufig vorkommenden Haselhühner trotz fehlender Isolationsschranken im nicht fragmentierten Lebensraum der Taiga in kleinräumige genetische Deme zerteilt waren (SAHLSTEN *et al.* 2008). Offenbar zeigt die Art auch im nicht zerschnittenen Habitat nur einen geringen Genfluss, so dass lokale Evolution kleine genetische Einheiten vor Ort schafft. Das erschwert natürlich die Beurteilung eines regionalen Bestandes (wie beispielsweise in den ausgedehnten Vogesen) aufgrund einer sehr kleinen Stichprobengröße von wenigen Orten.

2.3 Das Westliche Haselhuhn erkennen

Wie aus den dargestellten Vergleichen der Unterarten zu ersehen, kann man in der Regel bei nahe jedes Individuum des Westlichen Haselhuhns als solches ansprechen, sofern man sowohl die Körperfärbung als auch Abmessungen zur Verfügung hat und in die Daten einer Referenzserie einbetten kann. Nur mit Hilfe eines Fotos oder bei bloßer Ansicht eines lebenden Exemplars im Freiland gelingt die Ansprache ebenfalls zuweilen, aber nicht immer. Verwechslungsgefahr besteht dabei vor allem mit Vertretern von *T. b. styriaca* und *T. b. rupestris*.

Die sichersten Differentialmerkmale sind neben mtDNA-Sequenzen (NOWAK *et al.* 2012) die Körpermaße, wobei besonders die Kombination der charakteristischen Flügellänge mit den kurzen Federhosen am Lauf als treffsicher erscheint. Die Färbung ist ein nicht selten ebenfalls geeignetes, manchmal aber irreführendes Merkmal. Wahrscheinlich geht es auf die sehr kurze und letztlich nicht ganz richtige Charakterisierung der Unterart als „ganz rotbraun“ durch ihren Erstbeschreiber KLEINSCHMIDT (1917) zurück, dass sowohl spätere Autoren als auch manche mit dem Haselhuhn aktuell arbeitenden Biologen meinen, *T. b. rhenana* sei primär durch eine intensiv rotbraune Färbung eindeutig zu erkennen. Tatsächlich gibt es weltweit keine andere Unterart des Haselhuhns, wo rotbraune Farbtöne ähnlich prominent hervortreten. Aber auch *T. b. rhenana* unterliegt dem bichromatischen Polymorphismus aller Haselhühner, d. h. die Gefiederfärbung variiert individuell und schließt sowohl braune (bei *T. b. rhenana* rotbraune) wie auch graue Farbmorphe ein. Das sind nicht nur zwei qualitativ verschiedene, in sich homogene Kleider, braun oder grau, vielmehr liegt eine individuell mannigfaltig abgestufte Vielfalt vor von zwei ins Braune bzw. Graue

spielende Farbreihen aus jeweils vielen Kleidern. Daher mögen beispielsweise extrem graue Individuen von *T. b. rhenana* durchaus weniger rotbraun aussehen als manche Individuen der alpinen Unterart mit starker brauner Tönung, auch wenn statistisch in Serien betrachtet *T. b. rhenana* rotbrauner ausfällt als die eher schwarzbraune Form *T. b. styriaca*. Der Verfasser versucht, durch eine quantitative statistische Auswertung des Farbpolyorphismus die bislang ausschließlich qualitativen Aussagen zum Farbenspektrum von regionalen Populationen des Haselhuhns auf eine transparente und nachprüfbare Grundlage zu stellen; diese Arbeit dauert an und kann hier noch nicht mitgeteilt werden.

Ein zuweilen beobachteter Bestimmungsfehler geht darauf zurück, dass alle (zumindest alle kerneuropäischen) Haselhühner eine Verdichtung rotbrauner Farbe an den Flanken aufweisen, weshalb auf Fotos in Lateralansicht ein rotbraunes oder gar geradezu rostfarbenes Farbenfeld ins Auge sticht. Dem Verfasser wurden bereits Fotos mit solchen Lateralansichten mit der Zuordnung „*T. b. rhenana*“ zugeschickt, obwohl es sich eindeutig um andere Unterarten handelte. Dieses laterale Spiegelfeld ist selbst bei stark ins Graue spielenden Varianten von *T. b. rhenana*, aber auch bei alpinen oder osteuropäischen Haselhühnern in der Regel relativ rötlich braun und eignet sich daher wenig zur Ansprache der Unterarten. Besser zieht man die Färbung anderer Körperteile heran, etwa des Nackens oder vorderen Rückens, die bereits bei nur mäßiger Tendenz zur Graufärbung eines Individuums oder einer Unterart ihr Rotbraun verlieren und am ehesten bei *T. b. rhenana* noch intensiv rotbraun aussehen.

Ein weiterer, mit einiger Übung geeigneter Merkmalskomplex ist nicht ganz leicht in Worte zu kleiden. Das Westliche Haselhuhn wirkt häufig großflächiger gemustert und seine Farbsprengel oder -felder sehen unregelmäßiger begrenzt, ja geradezu „unordentlich“ oder „verwaschen“ aus. Benachbarte Unterarten besitzen mehr schmale dunkle Querbinden im Gefieder und wirken daher schärfer konturiert und prägnanter gezeichnet. Bei *T. b. rhenana* treten diese feinen dunklen Querbinden zurück. Besonders wenig konturiert wirkt die Bauchseite des Westlichen Haselhuhns, wo die gerade bei der Alpenform dicht stehenden, recht großen dunkel pigmentierten Flecken zurücktreten. Dadurch wirkt die fleckenarme Unterseite vom Westlichen Haselhuhn hell und musterarm.

2.4 Auswirkungen der tieferen Stammesgeschichte auf die geographische Differenzierung?

Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) und Tibet-Haselhuhn (*T. sewerzowi*) bilden in den molekulargenetischen Stammbäumen zweier Forschergruppen (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013) die zweite und damit zweitälteste Abzweigung in der Entfaltung der Raufußhühner, nach dem Kragenhuhn (*Bonasa umbellus*) als frühestem Vertreter der Familie (Abb. 2.12). Sie sind daher eine stammesgeschichtlich relativ alte Linie und zählen zu den phylogenetisch ursprünglichsten Tetraoniden (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013). Offenbar spalteten sich die Haselhühner recht kurz nach dem vorherigen Abzweig des Kragenhuhns als eigene Linie ab, bevor sich die artenreiche Kronengruppe der Raufußhühner entfaltete. Die ursprüngliche Stellung im Stammbaum bedeutet eine langsame Evolution des Haselhuhn-Phänotyps im Vergleich zur Kronengruppe, denn während die Haselhühner über diesen relativ langen Zeitraum nur zwei Arten in derselben Gattung ausbildeten, entstanden in ihrer abgeleiteten Schwestergruppe in derselben Zeitspanne 15 Arten in den sieben Gattungen Auerhühner (*Tetrao*), Birkhühner (*Lyrurus*),

Schneehühner (*Lagopus*), Felsengebirgshühner (*Dendragapus*), Beifußhühner (*Centrocercus*), Präriegähnler (*Tympanuchus*) und Sichelhühner (*Falcipennis*). Man bezeichnet die langsamere evolutive Veränderung solcher Dauergattungen wie *Tetrastes* als „bradytelisch“ (SIMPSON 1944: „low-rate lines“), und damit wären Haselhühner im Vergleich zu den jüngeren Geschwistergattungen „lebende Fossilien“. Im strengen Wortsinn trifft diese Bezeichnung zwar nicht zu, denn man kennt keine vollständigen Fossilfunde aus der Zeit der Entstehung der Gattung *Tetrastes*, deren weitgehende Übereinstimmung mit einem heutigen Skelet bestätigt werden könnte. Im weiteren Sinne sind aber Haselhühner dennoch lebende Fossilien, denn die Verzweigungsfolge des molekularen Stammbaums der Tetraoniden (Abb. 2.12) beweist die Ähnlichkeit der anfänglichen Raufußhühner mit den heutigen Kragen- und Haselhühnern, sonst wären die Gattungen *Bonasa* und *Tetrastes*, die damals entstanden und seither keinen Austausch mehr hatten, nicht noch heute einander so ähnlich. Daher definiert man neuerem Gebrauch folgend den Begriff „lebendes Fossil“ besser im relativen Sinn, als einen Phänotyp mit geringer oder fehlender Abänderung (oder Verzweigung) seiner Stammlinie im direkten Vergleich mit der schnelleren Evolutionsrate der unmittelbaren Schwestergruppe (siehe ELDREDGE 1984).

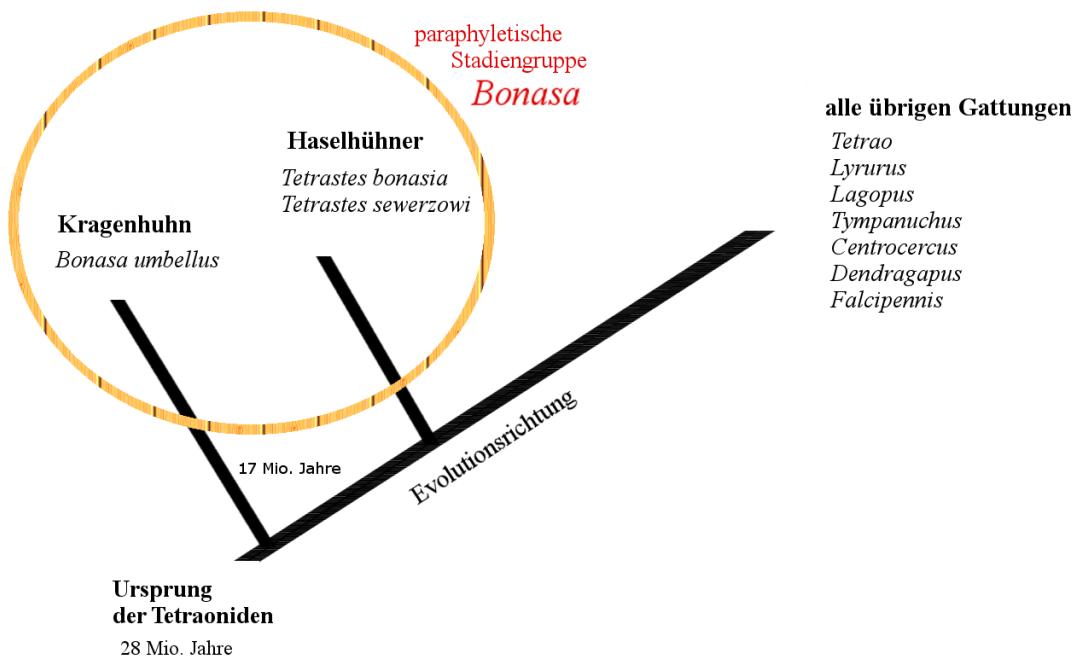


Abb. 2.12 Stammesgeschichte der Haselhühner. Die Gattung *Tetrastes* ist DNA-Sequenzstudien zufolge (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013) eine vom Kragenhuhn (*Bonasa umbellus*) unabhängige monophyletische Linie, und kann daher nicht mit letzterem in eine gemeinsame Gattung *Bonasa* gestellt werden. Haselhühner sind ursprüngliche Vertreter der Tetraoniden, und während sie in langsamer Evolution nur zwei Arten ausbildeten, entstanden in ihrer abgeleiteten Schwestergruppe im selben Zeitabschnitt sieben Gattungen mit 15 Arten. Die Zeitangaben für den Ursprung der Raufußhühner und für die Abzweigung der ursprünglichsten Gattung *Bonasa* von DIMCHEFF *et al.* (2002) beruhen auf Schätzungen und sind vorläufig.

Fig. 2.12 Phylogénie de la Gelinotte des bois. En accord avec les analyses génétiques (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013), le genre *Tetrastes* est une lignée monophylétique séparée de la lignée de la Gelinotte huppée (*Bonasa umbellus*). Ces taxons ne doivent donc pas être regroupés au sein du même genre *Bonasa*. Les gélinottes sont des Tétraonidés présentant des caractères archaïques dont l'évolution de l'ancienne lignée n'a donné naissance qu'à deux espèces alors que leur lignée sœur a donné naissance à sept genres et 15 espèces différentes. Les nombres sur le graphique signalent les dates supposées de séparation des différentes lignées, qui sont provisoires.

Dieser relative Gebrauch dieses Begriffs impliziert natürlich auch die Möglichkeit, dass die Stammeslinie von *Tetrastes* nicht unbedingt langsamer evolvierte, sondern dass stattdessen ihre Schwesterngruppe, jene mit den 15 Arten der weiter abgeleiteten Raufußhühner, eine beschleunigte Stammesentwicklung durchlief. Für diese Möglichkeit sprechen in der Tat einige populationsgenetische Besonderheiten, beispielsweise beim Birkhuhn, welche für dieses Taxon eine beschleunigte Evolutionsrate nahelegen (SCHREIBER *et al.* 1998).

Lebende Fossilien als „Evolutionsverweigerer“ (SIMPSON 1953: „arrested evolution“) unterliegen trotz ihrer konservierten Gestalt wie jede Art weiterhin der unaufhaltsamen Veränderung ihres Genoms mindestens durch Mutation und genetische Drift. Diese transformieren im Fall von Brdytelie zwar nicht den Anpassungstypus oder die Gestalt, sie verändern aber unaufhaltsam viele kleine und breit gestreute genetische Subtilmerkmale. Nicht selten findet man in solchen alten Primitivgruppen aufgrund der langen Zeiträume molekulargenetisch tiefer zertalte Populationen, auch wenn diese wegen der Geringfügigkeit der Abwandlung der Körpergestalt im Phänotyp erst bei gezielter Untersuchung auffallen. Auch dieses Kriterium eines typischen „lebenden Fossils“ erfüllt das geographisch-genetisch vielfach zertalte Haselhuhn inklusive der Tatsache, dass die Differentialmerkmale regionaler Populationen bei einer oberflächlichen Betrachtung leicht übersehen werden. Die genetischen Populationseinheiten der Haselhühner stellen also vielfach eher „kryptische“ Linien dar. Es ist wahrscheinlich, dass eine weitergehende Analyse (als von der vorliegenden Studie bisher geleistet wurde) noch weitere Merkmale für die Unterarten besonders in der Gefiederfärbung ans Licht bringen würde. An dieser Stelle müssen die von KLEINSCHMIDT (1949) behaupteten zusätzlichen Merkmale im Gefieder der europäischen Unterarten Erwähnung finden, welche bisher von keinem seitherigen Autor überprüft wurden. Möglicherweise stellt daher auch die Differenzierung der mtDNA innerhalb von Mitteleuropa (NOWAK *et al.* 2012) nur einen ersten Einblick in noch komplexere geographische Differenzierungsgefüge dar, auch und gerade im bisher nicht analysierten Genom der Zellkerne. Heute kann jedenfalls schon festgestellt werden, dass die von der Museumstaxonomie am Balg aufgestellten Unterarten des Haselhuhns, soweit zusätzlich laborbiologisch untersucht, sich durchweg molekulargenetisch nachvollziehen lassen. Das trifft nicht nur auf die Unterart *T. b. rhenana* zu (NOWAK *et al.* 2012), sondern auch auf weitere in Osteuropa und Ostasien (BABA *et al.* 2002, 2005, RIAUBA & BUTKAUSKAS 2012, NOWAK *et al.* 2012, RUTKOWSKI *et al.* 2012). Dagegen sind die an Bälgen aufgestellten und eher schwachen Unterarten des Auerhuhns in Mittel-, Nord- und Osteuropa molekulargenetisch nur sehr seicht oder gar nicht differenziert (LIUKONEN *et al.* 2004, DURIEZ *et al.* 2007, SEGELBACHER & PIERTNEY 2007). Dem phylogenetisch jüngeren Auerhuhn standen weniger lange Zeiträume für die Unterartenbildung zur Verfügung. Dass auch das Birkhuhn in seinem gewaltigen Areal über den gesamten nordeurasischen Kontinent taxonomisch so gut wie gar nicht und populationsgenetisch wenig regionalisiert ist (SCHREIBER *et al.* 1998, CORRALES *et al.* 2014) erscheint im Vergleich zum phylogenetisch älteren Haselhuhn besonders aufschlussreich: Aspekte seiner Biologie wie seine instabilere Demographie und seine relative Inzucht durch ausgeprägte Polygamie mit sexueller Auslese auf der Balzarena wirken sich eigentlich beschleunigend auf die Mikroevolution des Birkuhns aus (SCHREIBER *et al.* 1998). Diese Faktoren sollten daher zu einer ausgeprägteren Populationsdifferenzierung in dieser Art beitragen, viel eher und rascher als die eher ausgeglichene, monogame Populationsstruktur des Haselhuhns. Aus der Diskrepanz einer trotzdem tieferen Regionalisierung des Haselhuhns in Europa folgt wahrscheinlich, dass das Haselhuhn ein sehr alter Europäer ist, der auf unserem Kontinent ein stammesgeschichtlich ausgereiftes Faunenelement repräsentiert. Im Gegensatz dazu erscheint das

Birkhuhn als ein arealgeographisch offenbar sehr junger Einwanderer nach Europa, der aus einem östlichen (nordasiatischen) Refugium stammend bei uns seit seinem Erscheinen noch nicht zur Unterartenbildung schritt, obwohl seine Populationsbiologie an sich eine schnelle Differenzierung begünstigt.

Die Versuche, mit molekularen Uhren die Entstehung der Arten und Gattungen der Raufußhühner abzuschätzen, stecken noch in den Anfängen, weil bisher erst wenige Gene sequenziert wurden und auch die Fossilfunde zur Eichung einer molekularen Uhr noch zu spärlich sind. DIMCHEFF *et al.* (2002) erschlossen aus allerdings noch wenig anhand von Fossilien belegten Annahmen, dass die ersten Tetraoniden vor etwa 28 Millionen Jahren im Oligozän entstanden seien, und dass das Kragenhuhn sich vor 17 Jahrmillionen abgezweigt habe; die Linie von *Tetrastes* wäre demnach ein wenig jünger als 17 Millionen Jahre. Sie dürfte mit Sicherheit seit dem Tertiär bestehen, und sofern sie bereits so früh in Europa erschienen ist, dürfte sie alle vier bis sechs Hauptvereisungsphasen des Pleistozäns auf unserem Kontinent überdauert haben. Die mit jeder dieser Eiszeiten verbundenen Zerlegungen des Artareals in geographisch isolierte Waldrefugien auf den Halbinseln Südeuropas, dorthin zurückgedrängt durch das nördliche Eis und die ihm südlich vorgelagerte baumfreie Tundra, darf als gesichert angenommen werden. Belegt wurde das interglaziale Vorkommen (Zwischeneiszeiten) der Art bereits über Fossilfunde aus der Region der Pyrenäen (ARRIBAS 2004). Pleistozäne Arealdisjunktionen aufgrund der Isolation von eiszeitlichen Refugien gelten als der stärkste Treiber der Entstehung von Unterarten oder Arten in der europäischen Fauna und Flora. Eine analoge Differenzierung von Unterarten oder genetisch eigenständigen Populationen sind beispielsweise mehrfach für das Auerhuhn nachgewiesen, inklusive der unterartlichen Differenzierung aufgrund von einem oder von zwei Glazialrefugien in Südwesteuropa (ALDA *et al.* 2013, BAJC *et al.* 2011, DURIEZ *et al.* 2007). Die Taxonomie und die Evolution unserer Haselhühner können daher höchstwahrscheinlich nur verstanden werden, wenn die bisher von der Forschung völlig ausgeklammerten (historischen) Populationen Südeuropas und des südlichen Balkans einbezogen werden, aus denen sich die nacheiszeitlichen Kolonisatoren von Mittel- und Nordeuropa rekrutiert haben müssen. Zudem legt der wahrscheinliche Hybridgürtel im Jura-Gebirge nahe, dass diese pleistozänen Disjunktionen für eine volle Speziation der isolierten Populationen nicht ausgereicht hatten, sondern dass sie bis zur erneuten Arealexpansion in einer Warmzeit trotz vorhergehender Isolation weiterhin fruchtbar miteinander reproduzieren konnten. Wiederholte Arealdisjunktion, hernach Wiederausbreitung und eventuelle vielfältige Hybridzonen vermögen ein genetisch und morphologisch äußerst komplexes Populationsmuster und eine vielfältige polytypische Taxonomie nach sich zu ziehen. Wir stehen erst am Anfang eines umfassenden Verständnisses dieses vielgliedrigen Artkomplexes. Solche Komplexität erschließt sich erst nach umfassender Analyse vieler Merkmalssysteme in einem geographisch weiten Blickfeld; rasche Einzelerhebungen, etwa von einzelnen Körpermaßen oder den Sequenzen eines oder weniger Genorte, sind erfahrungsgemäß bei solch komplexen Artgefügen unzureichend.

Deutlich auszuweitende Forschung sowohl auf der morphologischen wie der molekulargenetischen Ebene bleibt daher erforderlich. Für die Unterart *T. b. rhenana* bleibt die naheliegende Hypothese zu prüfen, ob sie in einem Laubwald des temperierten, atlantischen Klimas in Südwesteuropa (Südfrankreich, iberische Halbinsel?) in eiszeitlicher Isolation entstand und erst danach nach Mitteleuropa expandierte. Dort wäre sie mit der nacheiszeitlich aus dem Osten in den Alpenraum expandierten Unterart *T. b. styriaca* zusammengetroffen, und im Jura-Gebirge konnte sich eine sekundäre Mischpopulation ausbilden. Die heute nur am Rande Mitteleuropas überlebenden

rhenana-Haselhühner wären demnach letzte Zeugen eines für das Haselhuhn als Gesamtart ausgesprochen untypischen Anpassungstyps, nämlich Anpassungen an das Leben in gemäßigt-tempurierten Laubwäldern mit ozeanischem Einschlag. Dazu zählen mit Schneearmut und ganzjährig und besonders zur Zeit der Kükenaufzucht regenreicher Witterung zwei für Tetraoniden eher untypische und schwierige Umweltfaktoren. Nach physiologischen oder ethologischen Anpassungen zur Stützung dieser Hypothese wurde bisher niemals geforscht. Es scheint sogar möglich, dass *T. b. rhenana* eine besonders ursprüngliche Form der Haselhühner darstellt, innerhalb des unter den Raufußhühnern in Gänze ohnehin stammesgeschichtlich ursprünglichen Haselhuhns, denn die kleinwüchsigen grauen Taiga-Formen oder die ebenso ein sehr junges Biotop besiedelnde Alpenform sind sicherlich weiter abgeleitet. *T. b. rhenana* könnte leicht vorstellbar nach dem Kragenhuhn (als dem absolut ursprünglichsten Vertreter der Raufußhühnern) der nächstprimitive Überlebende plesiomorpher Tetraonidae sein, vielleicht zusammen mit anderen Unterarten des Haselhuhns aus dem Laubwaldgebiet des pazifischen Fernen Ostens, die ebenfalls bis heute noch kaum das Interesse der Evolutionsbiologen fanden. Alles spricht dafür, dass die Taiga, die es zur Zeit der Entstehung der Gattung *Tetrastes* noch nicht gab, erst spät besiedelt wurde.

In diesem Zusammenhang soll die interessante Beobachtung nicht fehlen, dass auch im nicht allzu entfernt verwandten Kragenhuhn (*Bonasa umbellus*) aus Nordamerika die Länge der Federhosen deutlich variiert, von etwa einem Viertel der Lauflänge bis zur vollen Lauflänge. Dieses Merkmal unterscheidet auch beim Kragenhuhn diverse Unterarten. UTTAL (1941) fand eine deutliche Korrelation der Länge dieser Federhosen mit der Klimazone, in welcher eine jede der Unterarten lebte, und ganz besonders mit der Höhe der winterlichen Schneedecke. Offenbar handelt es sich also bei den Federhosen um ein adaptives Anpassungsmerkmal an das Klima. Wenn man diese Interpretation auf das Haselhuhn übertragen darf, stellt man fest, dass *T. b. rhenana* von allen Unterarten des Haselhuhns die kürzesten Federhosen hat, also dementsprechend an die mildesten, an Schnee ärmsten Winter von allen Haselhühnern angepasst wäre. Zusammen mit der warm rotbraun getönten Farbe wäre das Westliche Haselhuhn also auch in dieser Sicht die relativ thermophilste Unterart von allen.

Diese wenigen Aspekte aus der Evolutionsbiologie lassen vermuten, dass *T. b. rhenana* nicht „irgendeine weitere Unterart“ unter den nicht wenigen des Haselhuhns ist, sondern ein evolutionsbiologisch äußerst interessanter Vertreter. In der Kürze seiner Federhosen und der Färbung ist *T. b. rhenana* eine Extremform unter allen Haselhühnern. Das gilt unabhängig davon, ob ihre Sondermerkmale für die Gesamtart Haselhuhn stammesgeschichtlich tatsächlich ursprünglich sind, wie soeben als möglich angedeutet. In diesem Fall wäre das beliebte Prädikat für das Haselhuhn eines angeblichen „Taiga-Vogels“ verkehrt, weil die Taiga erst spät und sekundär besiedelt wurde. Allerdings reicht die bisher erhobene Datenmenge noch nicht aus, diese Hypothese zu beweisen. So oder so ist *T. b. rhenana* im Gefüge des polytypischen Haselhuhns in jedem Fall eine bemerkenswerte Spezialform mit Sonderattributen. Diese lassen es umso bedeutsamer erscheinen, dass diesem weithin unbekannten, aussterbenden Vogel zukünftig die ihm gebührende Aufmerksamkeit zugeteilt wird. Denn nur eine Zuwendung zu diesem vielfach übersehenen Vogeltaxon könnte sein drohendes Aussterben eventuell doch noch abwenden.

Anmerkung: Namensvielfalt kurz erklärt

Zwar nicht unmittelbar relevant für den Artenschutz, verdient der verbreitete Gebrauch unterschiedlicher taxonomischer Namen für das Westliche Haselhuhn Beachtung. Keinesfalls sollte nämlich der irreführende Verdacht aufkommen, solche Bezeichnungen seien willkürlich.

Verschiedene Namen sind in der Literatur für das Westliche Haselhuhn in Gebrauch, darunter:

- *Bonasa bonasia rhenana* (KLEINSCHMIDT, 1917)
- *Tetrastes bonasia rhenana* (KLEINSCHMIDT, 1917)
- *Tetrao bonas(i)a rhenana* KLEINSCHMIDT, 1917
- *Tetrao bonas(i)a rhenana* KLEINSCHMIDT, 1944

Uneinheitlich sind also sowohl der Gattungsname als auch das Jahr der Erstbeschreibung der Unterart.

Letzteres ist ein rein formales Problem ohne besondere inhaltliche Bedeutung. OTTO KLEINSCHMIDT erwähnte die Unterart erstmals in einer Checkliste der deutschen Vögel aus dem Jahr 1917, weshalb die meisten seitherigen Autoren dieses Jahr als Erstbeschreibung akzeptierten. Allerdings erfüllte diese knappe Checkliste nicht die Kriterien einer gültigen taxonomischen Beschreibung. KLEINSCHMIDT (1917) veröffentlichte diese Liste lediglich unter dem Namen „Ornis Germanica“ als Beilage seines Rundbriefes „Falco“ und man kann sich fragen, ob ein Rundbrief das Kriterium einer öffentlichen wissenschaftlichen Publikation überhaupt erfüllt. Problematischer ist seine unzureichende und nicht wörtlich zutreffende Merkmalsbeschreibung, indem er 1917 nur formulierte: „*Tetrao bonasa rhenana*. Ganz rotbraun, Rhein“. Mit einer dermaßen knappen Diagnose ist die neue Unterart nicht hinreichend beschrieben: „Ganz rotbraun“ ist das Westliche Haselhuhn natürlich nicht, sondern ebenso wie weltweit alle Haselhühner in verschiedenen Tönen von Braun, Rötlich und Hell gesprenkelt, wenn auch KLEINSCHMIDT zweifellos richtig erkannte, dass *T. b. rhenana* von allen Unterarten am ehesten eine Tendenz zu vorherrschenden Rottönen aufweist. Er legte auch kein Belegexemplar (Holotypus) fest, also kein Museumsexemplar, an dessen Merkmalen der Name für spätere Bearbeiter nachvollziehbar dingfest gemacht werden könnte. Und außer der unpräzisen Herkunftsangabe „Rhein“ wird auch kein Verbreitungsareal im Sinne der *Terra typica* festgelegt, denn natürlich stammt dieser Vogel trotz des vom Rhein abgeleiteten Unterartnamens nicht aus dem Rheinstrom oder von dessen Ufer. Formal betrachtet ist die Erstnennung aus dem Jahr 1917 daher ein unzureichend begründeter Name oder ein *Nomen nudum* und als solches gemäß den Statuten der Kommission für Zoologische Nomenklatur nicht gültig. Dass KLEINSCHMIDT 1917 das Westliche Haselhuhn mit dem Artnamen *bonasa* beschrieb statt dem gültigen *bonasia*, ist dagegen kein Mangel an der Gültigkeit der Bezeichnung „*rhenana*“ für die neue Unterart. Denn bereits LINNAEUS hatte im Jahr 1758 in der für seine Tiernamen maßgeblichen 10. Auflage seines Werkes „Systema naturae“ das Haselhuhn als *Tetrao bonasia* getauft; dadurch genießt der Artnamen von LINNAEUS ohnehin Vorrecht und KLEINSCHMIDT's abweichend buchstabierte Bezeichnung *bonasa* – möglicherweise sogar einem Schreibfehler entspringend (?) – muss aufgrund der älteren Priorität entfallen. Auch das KLEINSCHMIDTsche Festhalten an der alten LINNAEUSschen Gattung *Tetrao*, die heutzutage nicht mehr für Haselhühner benutzt wird, sondern lediglich noch für Auer- und allenfalls noch Birkhühner, mindert nicht die Gültigkeit des KLEINSCHMIDTschen Namens *rhenana*.

Im Jahr 1944 holte KLEINSCHMIDT eine ausführlichere Beschreibung nach, welche trotz bleibender Mängel die Färbungsmerkmale von *T. b. rhenana* nachvollziehen lässt. Außerdem bezieht er sich nunmehr auf eine konkrete Serie von Bälgen, die er 1897 von einem Jäger aus der Nähe von Neustadt an der Wied im nördlichen Westerwald bezogen hatte. Damit legt er 1944 wenigstens eine Typenserie und eine *Terra typica* für die neue Unterart fest, nämlich den nördlichen Westerwald oder sein Vorland, wenn auch noch immer keinen Holotypus. Als die Vogelkuratorin des ZOOLOGISCHEN FORSCHUNGSMUSEUMS ALEXANDER KOENIG (ZFMK) in Bonn viel später einen Typenkatalog für ihre Sammlung publizierte (VAN DEN ELZEN 2010), in welche zwischenzeitlich ein Teil der KLEINSCHMIDT-Serie gelangt war, akzeptierte sie dessen Publikation von 1944 als gültige Erstbeschreibung der Unterart *rhenana*, welche das vorherige *Nomen nudum* von 1917 nunmehr ersetzt und für die Systematik nutzbar machte. VAN DEN ELZEN (2010) legte weiterhin eindeutige Lektotypen für *rhenana* fest, als *post hoc* definierte Typusexemplare, und zwar jene fünf Bälge aus den von KLEINSCHMIDT angegebenen Typenserie aus dem Westerwald, welche in die Sammlung des ZFMK in Bonn gelangt waren – die übrigen Bälge der ursprünglich umfangreicher Typenserie galten als verschollen. Damit hängt der Name *rhenana* nunmehr nachprüfbar an konkreten Lektotypen aus dem nördlichen Westerwald, von Neustadt an der Wied bzw. Niederhoppen an der Wied im heutigen Rheinland-Pfalz. Allerdings war VAN DEN ELZEN (2010) entgangen, dass jene Serie, welche sie zu Lektotypen erklärte, umfangreicher ist als nur die in Bonn liegenden Stücke: Bereits der Typenkatalog der damaligen STAATLICHEN NATURHISTORISCHEN SAMMLUNGEN DRESDEN (ECK & QUAISSE 2004) hatte als Syntypus von *T. b. rhenana* den KLEINSCHMIDT-Balg C 47047 (vom 11.11.1897 aus Neustadt an der Wied) vermeldet. Und auch am FORSCHUNGSIINSTITUT UND NATURMUSEUM SENCKENBERG in Frankfurt entdeckte der Verfasser kürzlich einen wahrscheinlichen weiteren, bis heute verkannten Syntypus derselben KLEINSCHMIDT-Serie (unter der Inventarnummer SMF 11.699), ebenfalls von Neustadt an der Wied (erbeutet am 8.11.1898) stammend. Der Unterartname *T. b. rhenana* hängt also an einer größeren Typenserie als von VAN DEN ELZEN (2010) angegeben.

Natürlich änderte sich seither durch tiefere Einsicht in die Stammesgeschichte die Gattungsgliederung der Raufußhühner, und das Haselhuhn muss nunmehr generisch vom Auerhuhn getrennt werden. Die ursprüngliche Klassifikation von LINNAEUS in der Gattung *Tetrao* kann nach heutiger Einsicht nicht mehr auf das Haselhuhn bezogen werden. Es wird seither entweder in die Gattung *Tetrastes* gestellt, zusammen mit nur einer zweiten Art, dem Tibet-Haselhuhn (*T. sewerzowi*), oder in die Gattung *Bonasa*, wobei in diesem Fall noch zusätzlich das amerikanische Kragenhuhn (*Bonasa umbellus*) in dieselbe Gattung gestellt wird. Ob man Kragenhühner und eigentliche Haselhühner in eine gemeinsame Gattung stellt oder nicht, wurde über Jahrzehnte hinweg unterschiedlich gehandhabt. Etwa die Hälfte aller Autoren neigte der einen, die andere Hälfte der anderen Auffassung zu, und in der Tat ist die phänotypische Differenzierung von Kragen- und Haselhühnern ein Grenzfall für die phänetische Trennung in zwei oder die Zusammenfassung in eine gemeinsame Gattung. Insofern war es für die alten Systematiker eher eine Geschmacksfrage der persönlichen Wertung, welchen dieser beiden Gattungsnamen die Haselhühner trugen.

Das ist inzwischen anders. Seit mehreren Jahren setzt sich in der Tiersystematik zunehmend die kladistische Auffassung zurückgehend auf WILLI HENNIG durch. Nach dieser „phylogenetischen Systematik“ werden Taxa nicht mehr aufgrund nur von ihrer relativen Ähnlichkeit gruppiert, sondern aufgrund der Verzweigungen und Aufspaltungen ihrer Stammeslinien. Alle Taxa oberhalb der Art, also auch Gattungen, müssen nach dieser heute vorherrschenden Sicht sog. monophyle-

tische Abstammungsgruppen sein. Das bedeutet, sie dürfen ausschließlich die Nachfahren von ein und demselben Verzweigungspunkt der Abstammungslinie umfassen, und zusätzlich müssen sie gleichzeitig ausnahmslos die Linien aller Nachfahren einschließen, selbst solche, die sich seither morphologisch weiterentwickelten und stärker abweichen. Inzwischen zeigen molekulargenetisch begründete Stammbäume der Raufußhühner übereinstimmend aufgrund von DNA-Sequenzen, dass das Kragenhuhn in einer anderen, früheren Abzweigungslinie vom gemeinsamen Stammast aller Raufußhühner steht als die Haselhühner, welche unabhängig und erst nach dem Kragenhuhn vom gemeinsamen Stamm der Tetraonidae abzweigten (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013). Haselhuhn und Tibet-Haselhuhn gemeinsam bilden also eine wohl begründete monophyletische Abstammungseinheit, entsprechend einer Gattung *Tetrastes*, während das Kragenhuhn früher von den Stammformen der Tetraoniden abgezweigt war. Abb. 2.12 veranschaulicht diese verwandschaftlichen Beziehungen. Würde man daher im Sinne einer umfassenden Gattung *Bonasa* alle Kragen- und Haselhühner in dieselbe Gattung *Bonasa* vereinen, wäre das Gebot der Monophylie verletzt, und man würde stattdessen ein paraphyletisches Taxon schaffen, das zwei basale Stammlinien vereint unter Ausschluß ihrer abgeleiteten Schwesterngruppe. Paraphyletische Gattungen sind aber verpönt bzw. in der phylogenetischen Systematik nicht erlaubt. Daher sind Kragenhühner und Haselhühner nach der heute vorherrschenden taxonomischen Philosophie in den beiden Gattungen *Bonasa* und *Tetrastes* getrennt zu klassifizieren. Für diese Überlegungen spielt die relative phänotypische Ähnlichkeit dieser Vögel keine Rolle, es geht allein um die Zweihheit ihrer Abstammungslinien und das Verzweigungsmuster der Tochtergruppe.

Aufgrund des Gesagten ist nach heutiger Auffassung von der oben genannten Vielfalt wissenschaftlicher Namen nur noch allein einer für das Westliche Haselhuhn korrekt und von den Regeln der zoologischen Nomenklatur gedeckt:

Tetrastes bonasia rhenana (KLEINSCHMIDT, 1944)

Die Klammersetzung um den Autorennamen ist erforderlich, weil seit der KLEINSCHMIDTschen Originalbeschreibung der Gattungsname verändert wurde, also sein Taxon (Unterart) zwar fortbesteht, aber in anderer Eingruppierung.

Dank

Mehrere Kuratoren oder Sammlungsbetreuer von Naturkundemuseen gewährten Zugang zu ihrem Material: DR. T. TÖPFER (ZOOLOGISCHES FORSCHUNGSMUSEUM ALEXANDER KOENIG, Bonn), DR. GERALD MAYR (FORSCHUNGSIINSTITUT UND NATURMUSEUM SENCKENBERG, Frankfurt), MARKUS UNSÖLD (ZOOLOGISCHE STAATSSAMMLUNG, München), DR. MARTIN PÄCKERT (SENCKENBERGISCHE NATURHISTORISCHE SAMMLUNGEN DRESDEN, Dresden), DR. FRIEDERIKE WOOG (STAATLICHES MUSEUM FÜR NATURKUNDE, Stuttgart), DR. FRANK WIELAND (PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE, Bad Dürkheim), RAFFAEL WINKLER (NATURHISTORISCHES MUSEUM BASEL, CH), DR. MANUEL SCHWEIZER (NATURHISTORISCHES MUSEUM BERN, CH), CELIA BUENO (MUSÉE D'HISTOIRE NATURELLE, Neuchatel, CH), JEAN-DANIEL BLANT (MUSÉE D'HISTOIRE NATURELLE, la Chaux-de-Fonds, CH), MARIE-LOUISE WANDHAMMER (MUSÉE ZOOLOGIQUE, Strasbourg, F), PIERRE GRADOZ (MUSÉE D'HISTOIRE NATURELLE ET D'ETHNOGRAPHIE, Colmar, F), PEPIJN KAMMINGA (NATURALIS, Leiden, NL), HEIN VAN GROUW (THE NATURAL HISTORY MUSEUM, Tring,

UK), HANS-MARTIN BERG (NATURHISTORISCHES MUSEUM WIEN, AU), STEPHAN WEIGL (OBERÖSTERREICHISCHES LANDESMUSEUM, Linz, AU), DR. ROBERT LINDNER (HAUS DER NATUR, Salzburg, AU). Zusätzlichen Dank gebührt Herrn DR. MARC FÖRSCHLER von der Verwaltung des Nationalparks Schwarzwald für die Erlaubnis, seine Studienkollektion einsehen zu dürfen, und weiterhin zahlreichen Korrespondenten, die Fotos von Haselhühnern aus weiteren Museen oder aus Privatbesitz beisteuerten.

DR. FRANK WIELAND (PFALZMUSEUM, Bad Dürkheim) und STEPHAN WEIGL (OBERÖSTERREICHISCHES LANDEMUSEUM, Linz) erlaubten den Abdruck ihrer Fotos von zwei Dermoplastiken.

Der ZOO LANDAU IN DER PFALZ gewährte einen Zuschuss für einen Teil der Sammlungsbesuche.

Literatur

- ALDA, F., GONZALEZ, M.A., OLEA, P. P., ENA, V., GODINHO, R. & S. V. DROVETSKI. 2013. Genetic diversity, structure and conservation of the endangered Cantabrian capercaillie in a unique peripheral habitat. *European Journal of Wildlife Research* **59**, 719–728.
- ARRIBAS, O. 2004. *Fauna y paisaje de los Pirineos en la era glaciar*. Barcelona, Lynx Edicions.
- BABA, Y., FUJIMAKI, Y., KLAUS, S., BUTORINA, O., DROVETSKII, S. & H. KOIKE. 2002. Molecular population phylogeny of the hazel grouse *Bonasa bonasia* in East Asia inferred from mitochondrial control-region sequences. *Wildlife Biology* **8**, 293–291.
- BABA, Y., KLAUS, S., SUN, Y. & Y. FUJIMAKI. 2005. Molecular phylogeny and population history of the Chinese grouse and the hazel grouse. *Bulletin Graduate School Social Cultural Studies, Kyushu University* **11**, 77–82.
- BAJC, M., CAS, M., BALLIAN, D., KUNOVAC, S., ZUBIC, G., GRUBESIC, M., ZHELEV, P., PAULE, L., GREBENC, T. & H. KRAIGHER. 2011. Genetic differentiation of the western capercaillie highlights the importance of south-eastern Europe for understanding the species phylogeography. *PLOS ONE* **6**, e23602. doi:10.1371.
- BAUER, K. 1960. Variabilität und Rassengliederung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia*) in Mitteleuropa. *Bonner Zoologische Beiträge* **11**, 1–18.
- BERGMANN, H. H., KLAUS, S., MÜLLER, F., SCHERZINGER, W., SWENSON, J. E., & J. WIESNER. 1996. *Die Haselhühner*. 4. Auflage. Magdeburg, Westarp.
- CORRALES, C., PAVLOVSKA, M. & J. HöGLUND. 2014. Phylogeography and subspecies status of black grouse. *Journal of Ornithology* **155**, 13–25.
- DIMCHEFF, D. E., DROVETSKI, S. V. & D. P. MINDELL. 2002. Phylogeny of Tetraonidae and other galliform birds using mitochondrial 12S and ND2 genes. *Molecular Phylogenetics Evolution* **24**, 203–215.
- DURIEZ, O., SACHET, J. M., MENONI, E., PIDANCIER, N., MIQUEL, C. & P. TABERLET. 2007. Phylogeography of the capercaillie in Eurasia: what is the conservation status in the Pyrenees and Cantabrian Mountains? *Conservation Genetics* **8**, 513–526.
- ECK, S. & C. QUAISSE. 2004. Verzeichnis der Typen der Vogelsammlung des Museums für Tierkunde in den Staatlichen Naturhistorischen Sammlungen Dresden. *Zoologische Abhandlungen* (Dresden) **54**, 233–316.

- ELDREDGE, N. 1984. Simpson's inverse: Bradytely and the phenomenon of living fossils. Pp. 272–277 in ELDREDGE, N. & S. STANLEY (eds). *Living fossils*. New York, Springer-Verlag.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., BAUER, K. M. & E. BEZZEL. 1973 (2. Auflage 1994). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes*. Frankfurt am Main, Akademische Verlagsgesellschaft.
- HERKENRATH, P., BAUSCHMANN, G., JOEBGES, M. M. & J. WEISS. 2017. Das Westliche Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* – ein vom Aussterben bedrohtes Taxon in Deutschland. *Berichte zum Vogelschutz* **53/54**, 115–120.
- ILICEV, V. D. & V. E. FLINT (Hrsg.). 1989: *Handbuch der Vögel der Sowjetunion. Band 4: Galliformes, Gruiformes*. Wiesbaden, Aula-Verlag.
- KEVE, A. 1948. Preliminary note on the geographical variation of the hazel grouse (*Tetrastes bonasia* L.). *Dansk Ornitolologisk Forenings Tidsskrift* **42**, 162–164.
- KLEINSCHMIDT, O. 1917. Ornis Germanica. *Falco* **13**, Beilage Mai 1917, 1–10.
- KLEINSCHMIDT, O. 1941. Haselhühner. *Falco* **37**, 18.
- KLEINSCHMIDT, O. 1944. Weiteres über Haselhühner. *Falco* **40**, 3–4, 5–8.
- KLEINSCHMIDT, O. 1949. Die Haselhühner der Sowjetunion. *Beiträge taxonomische Forschung* **1**, 101–121.
- LIUKKONEN, T., HELLE, P., RÄTTI, O., KVIST, L. & M. ORELL. 2004. (Genetic structure of the capercaillie *Tetrao urogallus* population in Finland). Finnisch mit englischer Zusammenfassung. *Suomen Riista* **50**, 56–64.
- NOWAK, C., COCCHIARO, B., HARMS, V. & S. THORN. 2012. *Genetische Abgrenzung des letzten sicheren hessischen Haselhuhnbestandes* (Bonasa bonasia rhenana) in den Haubergen. Frankfurt, STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE FÜR HESSEN, RHEINLAND-PALZ UND SAARLAND.
- PFEFFER, J.-J. 2017. La sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* : un taxon en voie de disparition. *Aves* **54**, 67–80.
- RIAUBA, G. & D. BUTKAUSKAS. 2012. Investigation into genetic variability of hazel grouse *Bonasa bonasia* (= *Tetrastes bonasia*) population in Lithuania using non-invasive sampling. *Zoology and Ecology* **22**, 150–159.
- ROZSA, J. 2011. *Genetic diversity and differentiation in hazel grouse* (Bonasa bonasia). A comparison between populations at an expanding range in the French Alps and long-term stable populations in northern Sweden. Universität Uppsala, Diplomarbeit.
- ROZSA, J., STRAND, T., MONTADERT, M., KOZMA, R. & J. HÖGLUND. 2016. Effects of a range expansion on adaptive and neutral genetic diversity in dispersal limited Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in the French Alps. *Conservation Genetics* **17**, 401–412.
- RUTKOWSKI, R., KELLER, M. & P. JAGOŁKOWSKA. 2012. Population genetics of the hazel hen *Bonasa bonasia* in Poland assessed with non-invasive samples. *Central European Journal of Biology* **7**, 759–775.
- SAHLSTEN, J., THÖRNGREN, Z. & J. HÖGLUND. 2008. Inference of hazel grouse population structure using multilocus data: a landscape genetic approach. *Heredity* **101**, 475–482.
- SCHREIBER, A. Im Druck. Die Unterart *rhenana* des Haselhuhns: Taxonomie und Schutzbedarf. *Charadrius*.

- SCHREIBER A., WEITZEL T. & E. STRAUSS. 1998. Allozyme variability in Black Grouse (*Tetrao tetrix*), a tetraonid with lek behaviour. *Journal of Ornithology* **139**, 55–66.
- SCHREIBER, A., WIELAND, F. & W. WEITZ. 2015. Westliches Haselhuhn, *Bonasa bonasia rhenana* – eine dringliche Verantwortungsart für Rheinland-Pfalz. *Pollicchia-Kurier* **31**, 37–43.
- SEGELBACHER, G. & S. PIERTNEY. 2007. Phylogeography of the European capercaillie (*Tetrao urogallus*) and its implications for conservation. *Journal of Ornithology* **148**, Supplement 2, 269–274.
- SIMPSON, G. G. 1944. *Tempo and mode of evolution*. New York, Columbia Press.
- SIMPSON, G. G. 1953. *The major features of evolution*. New York, Columbia Press.
- SVENSSON, L. 2011. *Der Kosmos Vogelführer*. 2. Auflage. Stuttgart, Franckh-Kosmos.
- UTTAL, L. J. 1941. Tarsal feathering of ruffed grouse. *The Auk* **58**, 74–79.
- VAN DEN ELZEN, R. 2010. Type specimens in the bird collections of the Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig, Bonn. *Bonn Zoological Bulletin* **59**, 29–77.
- VERHEYEN, R. 1941. Étude des formes géographiques de la faune ornithologique Belge. *Bulletin Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique* **17**, 1–12.
- VERHEYEN, R. 1950. *Les columbidés et les gallinacés*. Bruxelles, Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique.
- WANG, N., KIMBALL, R. T., BRAUN, E. L., LIANG, B. & Z. ZHANG. 2013. Assessing phylogenetic relationships among Galliformes: A multigene phylogeny with expanded taxon sampling in Phasianidae. *PLOS ONE* **8**: e64312. doi: 10.1371/journal.pone.0064312.

Évolution et taxonomie d'un taxon en voie de disparition : La sous-espèce *T. b. rhenana* de la Gelinotte des bois

Par ARND SCHREIBER

Nous proposons ici une revue des caractères permettant de différencier la sous-espèce *Tetrastes bonasia rhenana* de la Gelinotte des bois (ci-après nommée Gelinotte de l'Ouest). Cette synthèse est basée sur un examen toujours en cours, des spécimens conservés dans les musées, et de la littérature. Jusqu'à maintenant, 510 gelinottes naturalisées appartenant à 17 Muséums d'Histoire Naturelle ont été examinées (voir la liste dans les remerciements). Cette étude n'étant pas encore achevée, et l'interprétation des dates manque encore largement des analyses multivariées. Néanmoins la comparaison morphologique de *T. b. rhenana* avec trois populations occupant des aires voisines en Europe est proposée.

L'objectif de cette revue est d'attirer l'attention sur cette sous-espèce méconnue qui malgré un fort risque d'extinction n'a reçu que fort peu d'intérêt de la part des biologistes et des instances en charge de la conservation de la nature. Nous espérons que la démonstration du caractère unique de ce taxon sera une motivation supplémentaire pour enclencher des actions de conservation. Les

raisons qui expliquent un tel désintérêt ne sont pas très évidentes. Toutes les sous-espèces de la Gelinotte ne sont pas représentées dans les guides ornithologiques populaires. Par exemple dans le fameux guide de SVENSSON (2011), les sous-espèces de l'Europe sont omises et la Gelinotte est représentée sous la forme d'un morphotype général qui ne permet pas d'aller à l'identification sub-spécifique, alors même que cet ouvrage détaille les sous-espèces d'autres oiseaux. La difficulté à différencier les sous-espèces de Gelinotte ne peut expliquer cette omission car elles sont finalement plus facilement reconnaissables que certaines vraies espèces comme les Pouillots vêloce et fitis (*Phylloscopus collybita* et *P. trochilus*), les deux espèces de grimpereaux (*Certhia* spp.) ou encore d'autres espèces de limicoles ou de goelands. On peut constater que les biologistes de la conservation portent souvent peu d'intérêt aux sous-espèces de Galliformes en Europe, à l'exception peut-être du Grand Tétras cantabrique (*Tetrao urogallus cantabricus*). Il est possible que les Galliformes soient globalement considérés comme des espèces gibiers, relevant avant tout du domaine cynégétique et moins des enjeux de conservation ? De plus, historiquement les études sur les Tétraonidés ont été dominées par les éthologistes et les écologistes à cause avec leurs comportements de parade spectaculaires, leur adaptation aux hivers rudes et leur régime alimentaire à base de végétaux à faible valeur nutritive qui en font un groupe unique parmi les oiseaux. A l'opposé, les études taxonomiques et phylogénétiques arrivent loin derrière et il n'y a pas de synthèse récente dans ce domaine. Ainsi, personne n'a traité récemment la question de la différentiation des sous-espèces au sein des Tétraonidés.

Dans cette revue, la Gelinotte de l'Ouest est comparée à trois sous-espèces voisines géographiquement, i. e. la Gelinotte nordique (*T. b. griseonota*) de la Scandinavie, la Gelinotte alpine (*T. b. styriaca*) et la Gelinotte du Centre-Est européen (*T. b. rupestris*) (voir la figure 2.9 qui montre les aires de distribution de ces différentes formes).

Comparaison de *T. b. rhenana* et *T. b. griseonota*

Cette dernière n'a pas de frontière commune avec la Gelinotte de l'Ouest dont elle est séparée par la mer. Un échantillon important ($n = 108$) d'exemplaires de *T. b. rhenana* (venant surtout du Massif Schisteux Rhénan) et ($n = 65$) de *griseonota* (venant surtout de Laponie finlandaise et suédoise) a été examiné. Les grandes différences de coloration du plumage sont représentées dans la figure 2.2. La Gelinotte de l'Ouest est tachetée avec différentes tonalités de brun, de roux et de gris alors que la Gelinotte nordique présente une tonalité grise beaucoup plus homogène (dans la taïga plus méridionale, il y a une zone de transition avec des oiseaux gardant quelques teintes plus brunes). Les populations de gelinottes occupant l'aire boréale présentent une variabilité interindividuelle de coloration beaucoup plus faible que celles du sud de l'Europe.

Les gélinolettes nordiques sont aussi nettement plus petites. Les distributions de la longueur de l'aile des deux sous-espèces se recouvrent très peu (t-test, $p < 0.0001$) et 80.9 % des individus peuvent être distingués sur ce seul critère (Fig. 2.3). La longueur du tarso-metatarsé diffère aussi nettement (t-test, $p < 0.0001$) et sépare 71.8 % des individus. Les plumes qui recouvrent plus ou moins les tarses ont des longueurs très différentes. Elles recouvrent entièrement les tarses (102.4 %) chez la sous-espèce nordique et seulement à 79.5 % pour *T. b. rhenana* (Fig. 2.4), ce qui permet le bon classement de 93.6 % des individus. La hauteur et la longueur du bec diffèrent faiblement (t-test, $p = 0.038$ et $p = 0.0159$ respectivement) mais *T. b. rhenana* a un bec très légèrement plus épais et plus court que la Gelinotte nordique. La combinaison de tous ces critères

biométriques permet de classer correctement 97.3 % des spécimens examinés et la couleur du plumage différencie 100 % d'entre eux. Pour conclure, toutes les populations de la Gelinotte de l'Ouest peuvent être identifiées sans confusion possible avec les gélinolettes nordiques et ceci est vrai pour plusieurs caractères.

Comparaison de *T. b. rhenana* et *T. b. styriaca*

Nous avons pu confronter 91 spécimens de *T. b. styriaca* (provenant d'Autriche, de Suisse et quelques uns d'Italie et de France), aux 108 *T. b. rhenana*. *T. b. styriaca* est présente sur l'ensemble de l'Arc alpin et aussi probablement dans les Carpates. Ces deux sous-espèces sont moins différentes entre elles que chacune d'entre elles avec la Gelinotte nordique. Cependant, même sans une analyse approfondie, la plupart des spécimens peuvent être séparés par l'apparence générale. *T. b. rhenana* et *T. b. styriaca* diffèrent par la longueur de l'aile qui est supérieure chez la sous-espèce alpine (t-test ; $p < 0.0001$) et qui permet de classer correctement 81 % des individus (Fig. 2.5). Ceci indique que ces deux sous-espèces ont une dimension globale du corps significativement différente. Les plumes des tarses sont seulement légèrement plus courtes chez *T. b. rhenana* que chez *T. b. styriaca* (78.3 % versus 82.7 % des tarses recouverts, t-test, $p = 0.016$) ce qui permet d'identifier 63.6 % des individus. Cependant, ces deux sous-espèces ont clairement une longueur des plumes des tarses plus courtes que celles de la sous-espèce nordique. La combinaison de la longueur de l'aile et des plumes des tarses permet de classer correctement 79.1 % des individus ce qui est un peu plus que le seuil de 75 % généralement retenu pour discriminer les sous-espèces. De plus, la coloration du plumage est nettement différente (Fig. 2.6). La Gelinotte alpine est plus sombre, principalement brun foncé dans les parties brunes du corps. Comme toutes les populations des gélinolettes dans le monde, la Gelinotte alpine montre deux séries de morphes de couleur, l'une avec beaucoup des phénotypes plutôt bruns, l'autre avec beaucoup de phénotypes plutôt gris, mais chez cette sous-espèce, la forme brune-rousse courante chez *T. b. rhenana* est statistiquement beaucoup plus rare. De plus, la Gelinotte alpine est globalement moins variable et représente une population globalement homogène dans sa coloration comme dans ses mensurations. *T. b. styriaca* est probablement la sous-espèce la plus uniforme sur ces critères par rapport à toutes les autres sous-espèces réunies ce qui suggère une moindre variabilité génétique. Le plumage ventral est aussi assez différent : chez *T. b. styriaca* le ventre est densément tacheté de sombre alors que *T. b. rhenana* montre des taches plus réduites sur les plumes ventrales, ce qui donne aux parties inférieures l'apparence la plus claire parmi toutes les sous-espèces de gélinolettes européennes.

Comparaison de *T. b. rhenana* et *T. b. rupestris*

Parmi toutes les sous-espèces examinées, *T. b. rupestris* est la moins représentée dans les collections de musées visités. Bien que 26 individus différents aient été examinés, seulement cinq proviennent d'aires géographiques suffisamment éloignées de la zone de contact avec d'autres sous-espèces. Ainsi, sept individus proviennent de la Schwarzwald (Forêt Noire) et six de la Hesse, deux régions immédiatement voisines de l'aire de *T. b. rhenana*, et huit autres proviennent de la Bayerischer Wald (Forêt de Bavière) proche de l'aire de présence de la Gelinotte alpine. On ne peut donc pas exclure que ces oiseaux proches des limites de leur aire de présence aient échangé des gènes avec les populations voisines. Nous avons conduit deux analyses, l'une avec la totalité

de l'échantillon ($n = 26$), et l'autre en ne retenant que les cinq exemplaires issus de zones éloignées. Comme ce dernier groupe est de petite taille, les résultats le concernant doivent être pris avec précaution.

Les résultats montrent que ce choix était judicieux car 80 % des quelques exemplaires éloignés des bordures de l'aire de *T. b. rupestris* peuvent être distingués de *T. b. rhenana* par les critères biométriques, mais seulement 70 % si ceux en provenance de Forêt Noire et de la Hesse sont intégrés dans l'échantillon de *T. b. rupestris*. Ceci suggère qu'il y a une certaine zone de transition entre les deux sous-espèces en Allemagne même si la majorité des individus peuvent être classés sans ambiguïté. Il n'y a pour le moment pas assez d'informations disponibles pour évaluer l'étendue de cette zone de transition.

T. b. rupestris se différencie de *T. b. rhenana* par la longueur de l'aile (Fig. 2.7), mais avec une différence faiblement significative (t-test, $p = 0.03$) pour l'ensemble de l'échantillon de *rupestris*. Cette différence est plus nette ($p = 0.013$) quand seuls les cinq exemplaires les plus orientaux sont retenus dans l'analyse. Cependant ces différences restent assez modestes et peuvent être détectées seulement par des mesures précises. Seuls les exemplaires les plus orientaux montrent aussi des différences concernant le bec (un peu plus long que *T. b. rhenana*, t-test, $p = 0.05$, Fig. 2.7) et la longueur des plumes des tarses (t-test, $p = 0.004$).

Bien qu'une analyse combinée de tous les critères biométriques montre que ces deux sous-espèces sont les plus semblables, elle permet quand même d'atteindre le seuil de 75 % de bonne classification. Ce pourcentage atteint 80 % si seuls les individus de *T. b. rupestris* les plus orientaux sont retenus. En ne prenant en compte que les critères biométriques, ces deux sous-espèces sont très proches mais si on rajoute le critère de coloration du plumage alors *T. b. rupestris* a une nette tendance à être moins rousse et plus brunâtre (Fig. 2.8). Une analyse plus approfondie de ce critère est en cours.

Chez la Gelinotte, les femelles sont en moyenne plus (rouge-)brunes et plus ternes que les mâles, ce qui leur offre un meilleur camouflage lorsqu'elles couvent ou qu'elles accompagnent la nichée. Les mâles ont un plumage qui joue un rôle de signal optique lors des parades nuptiales et a ainsi été favorisé au cours de l'évolution par la sélection sexuelle. Dans ces conditions, dans la zone potentielle de transition de la Forêt Noire, il n'a pas été possible de différentier par la coloration certaines femelles de ce massif du phénotype de *T. b. rhenana* (plus rouge-brun dans les deux sexes), alors que les mâles provenant de la même zone (Forêt Noire) étaient facilement séparables. Un plus grand nombre d'exemplaires de *T. b. rupestris* devront être examinés pour confirmer cette différentiation différentielle entre les sexes chez ces deux sous-espèces, ou si la similitude entre les femelles est restreinte uniquement à cette zone de contact.

Pour conclure, La combinaison de critères biométriques et de la coloration permettent de distinguer *T. b. rhenana* de *T. b. rupestris* avec un seuil de séparation au-dessus des 75 % habituellement retenus pour séparer deux sous-espèces. De plus, il faut aussi noter que ces deux taxons sont séparés par des marqueurs génétiques mitochondriaux.

Les populations jurassiennes et d'autres zones de contact

Ces zones de contact sont particulièrement intéressantes parce qu'elles recèlent beaucoup d'informations sur les relations entre populations voisines. L'Europe centrale est traversée par de telles frontières entre aires de distribution des différents taxons (Fig. 2.9). BAUER (1960) faisait déjà allusion à une possible zone d'hybridation entre *T. b. rhenana* et *T. b. styriaca* dans le Massif jurassien franco-suisse. Il attribuait cette population plutôt à *T. b. styriaca* mais en reconnaissant des caractères communs à *T. b. rhenana*. La présente étude confirme cette hypothèse. Parmi un échantillon de 28 spécimens provenant du Jura Suisse, 84.5 % pouvaient être distingués de *T. b. rhenana* et 69.2 % de *T. b. styriaca* seulement avec des critères biométriques. Deux autres critères de reconnaissance d'une population hybride sont la présence de caractères intermédiaires entre les deux populations parentes, au moins pour certains caractères, ainsi qu'une variabilité très élevée. Notre échantillon présente clairement des caractères de longueur d'aile (Fig. 2.10) et de forme de bec intermédiaire entre *rhenana* et *styriaca*, alors que la hauteur et la longueur du bec, la longueur des griffes et la coloration sont plus variables dans le Jura que dans les populations adjacentes. De plus certains marqueurs moléculaires (microsatellites) montrent une plus forte diversité dans le Jura que dans les Alpes (ROSZA 2011, ROSZA *et al.* 2016). Bien qu'une origine hybride de la population jurassienne soit soutenue par ces caractères, il faut souligner que certains ne sont pas intermédiaires mais, au contraire, montrent une déviation par rapport à ceux rencontrés dans les deux populations parentes. Ainsi, dans le Jura on rencontre certains individus présentant une morphologie unique (Fig. 2.11) caractérisée par la combinaison de larges taches sombres ventrales (comme *T. b. styriaca*) et d'une coloration brune dorsale inhabituelle (sans teinte rousse) qui dans cette combinaison n'a jamais été rencontrée en dehors de cette région. Si, la population jurassienne est bien une population hybride cela correspondrait à un cas d'évolution transgressive⁶ possédant des caractéristiques évolutives originales. Ce n'est peut-être pas si surprenant dès lors qu'une forte hétérozygotie au sein d'une population hybride permet de développer des adaptations rapides. Une telle évolution transgressive via l'hybridation n'est pas si commune parmi l'avifaune européenne ce qui donne à la Gelinotte, un intérêt tout particulier dans le domaine de la biologie de l'évolution. Cette évolution donne à la population jurassienne un phénotype original, particularité qui mériterait d'être prise en compte dans le cadre d'une politique de conservation de la nature. En effet, cela suggère que cette population devrait être pratiquement considérée comme une entité génétique indépendante même si, normalement une telle population avec une aire limitée et un caractère génétique hybride, ne réunit pas les critères d'une véritable sous-espèce.

Conclusion sur la taxonomie de la Gelinotte de l'Ouest

Cette étude confirme les résultats des précédentes études sur la taxonomie de *T. b. rhenana* (KLEINSCHMIDT 1941, 1944, 1949, VERHEYEN 1941, 1950, KEVE 1948, BAUER 1960, GLUTZ *et al.* 1973) ainsi que les études moléculaires plus récentes de NOWAK *et al.* (2012), à savoir que *T. b. rhenana* est une sous-espèce valide. En mobilisant les critères biométriques et la coloration, cette analyse dépasse le fameux seuil de 75 % qui doit être atteint pour valider la capacité à séparer deux sous-espèces, permettant ainsi de confirmer le statut taxonomique original de *T. b. rhenana*.

⁶ En génétique, la ségrégation transgressive se caractérise par la formation de phénotypes originaux qui s'observent dans des populations hybrides séparées des lignées parentales. Ces phénotypes ne s'observent pas dans les lignées parentes.

Les taxons les plus proches de *T. b. rhenana* sont : la sous-espèce *T. b. rupestris* elle aussi fortement en déclin, suivie de *T. b. styriaca* puis de la sous-espèce *T. b. griseonota*, la plus dissemnable. Ces trois premières sous-espèces constituent un groupe de sous-espèces confinées aux forêts décidues ou mixtes de l'Europe. Il est différent d'un autre groupe occupant la ceinture forestière boréale à partir de l'Europe du Nord et qui inclut *T. b. griseonota*. La distinction entre ces deux groupes de sous-espèces est suffisamment importante sur la base de multiples caractères, pour que, suivant le concept de « l'espèce phylogénétique », ils soient tous deux considérés comme deux ‘phylo-espèces’. Cette classification en différentes ‘phylo-espèces’ n'est pas proposée ici. Cependant elle pourrait faire l'objet d'une révision taxonomique plus complète, basée sur des caractères multiples, de l'ensemble des populations de Gelinotte du monde.

La Gelinotte dans les Vosges

Il semble que la seule population reproductrice de Gelinotte de l'Ouest encore connue ne survive plus que dans le Massif vosgien. Dans ces conditions, un examen attentif de ses caractéristiques taxonomiques est important car cette population se trouve en limite de son aire de distribution historique, potentiellement en contact avec des populations de *T. b. rupestris* (Schwarzwald, Forêt Noire) et de *T. b. styriaca* (Alpes via le Massif jurassien). Il est important d'évaluer si cette population vosgienne est typique de *T. b. rhenana*, ou si elle présente un certain degré d'introgession⁷ des taxons géographiquement voisins. BAUER (1960) est le seul auteur à avoir étudié certains exemplaires de musées en provenance de ce massif et il conclue sans réserve à une appartenance de la population vosgienne à la sous-espèce *T. b. rhenana*. Toutefois, cette conclusion nécessite confirmation, car les spécimens de musées en provenance de ce massif sont très rares. BAUER (1960) n'a examiné que probablement trois peaux et moi-même uniquement sept individus (parmi les 110 *T. b. rhenana* étudiés). De plus, j'ai examiné un individu en provenance de Haute-Marne et cinq individus conservés aux musées de Strasbourg, Colmar et Nancy, qui sont probablement des Vosges. Cependant pour ces derniers, l'absence d'une étiquette avec leurs dates ou d'une mention explicite de leur provenance laisse un doute sur leur origine. Tous ces individus examinés par le présent auteur confirment le diagnostic initial de BAUER (1960), à savoir qu'ils sont attribuables au taxon *T. b. rhenana*, plus précisément qu'ils sont beaucoup plus similaires à *T. b. rhenana* qu'aux deux taxons voisins, *T. b. styriaca* et *T. b. rupestris*. Quelques exemplaires supplémentaires que nous avons examinés en provenance du Palatinat ($n = 1$), du Luxembourg ($n = 2$) et des Ardennes belges ($n = 4$) sont aussi clairement assimilables à *T. b. rhenana*. Cependant, il serait souhaitable d'examiner quelques individus supplémentaires des Vosges pour mieux évaluer l'éventuel degré d'introgession issu d'anciens échanges avec les deux sous-espèces voisines. Une recherche auprès de personnes détenant des trophées de chasse permettrait peut-être de trouver quelques nouveaux exemplaires. Pour le moment cette population peut être attribuée à *T. b. rhenana*.

Comment identifier *T. b. rhenana* ?

Les caractères le plus évidents pour distinguer la Gelinotte de l'Ouest sont la biométrie (longueur de l'aile), le degré de couverture des tarses par les plumes et l'ADN mitochondrial. L'aspect

⁷ L'introgession implique l'existence d'un flux de gènes entre une population donneuse et une population introgrée qui reçoit ce flux de gènes de la population donneuse.

général d'un individu est aussi souvent suffisant pour identifier cette sous-espèce. *T. b. rhenana* présente à la fois moins de taches sombres et de plus petites tailles sur le thorax et le ventre et une dominance de tons roux sur le dessus. Cependant comme les autres sous-espèces de Gelinotte, *T. b. rhenana* présente aussi un polymorphisme de couleurs avec certains individus tendant à être plus bruns ou plus gris. Ce polymorphisme ne se traduit pas clairement par l'existence de deux morphes alternatives, sombres et claires, mais plutôt par un gradient continu entre ces deux teintes brunes/rousses ou grises. Ainsi, la coloration seule est difficile à utiliser pour diagnostiquer un unique spécimen et il est donc préférable de disposer d'un certain nombre d'individus. Un dernier critère est moins facile à définir : les autres sous-espèces ont un plumage finement contrasté à cause de la présence de fines rayures sombres qui barrent les plumes du corps. *T. b. rhenana* tend à avoir des plumes plus unies, avec des rayures moins frappantes qui lui donnent un aspect plus uniforme.

Conséquences sur la phylogénie de la Gelinotte

Deux études se sont intéressées à la phylogénie des Tétraonidés en mobilisant différentes parties du génome (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013). Elles ont montré que le genre *Tetrastes* comportant la Gelinotte des bois et la Gelinotte de Chine (*T. sewerzowi*) est le 2^{ème} clade à s'être séparé du groupe ancestral de Tétraonidés, après la divergence plus ancienne de la Gelinotte huppée (*Bonasa umbellus*) qui apparaît ainsi être l'espèce la plus primitive au sein de la famille (Fig. 2.12). Ainsi, le genre *Tetrastes* est une lignée ancienne (plesiomorphique⁸) et le groupe fille d'un clade riche en espèces comprenant sept genres et 15 espèces. L'évolution de *Tetrastes* apparaît lente avec peu de spéciation dans cette lignée (bradytélie⁹) et la Gelinotte pourrait avoir peu changé depuis les premières formes ancestrales de Tétraonidés. En d'autres termes, on pourrait presque qualifier la Gelinotte de « fossile vivant » à l'échelle de cette famille. Mais, même dans ce cas, les processus de mutation et de dérive génétique sont toujours à l'œuvre et conduisent à une variabilité génétique et à une différenciation des populations. Même si l'apparence générale (le morphotype) reste peu modifiée, souvent ces groupes taxonomiques ancestraux se caractérisent par des différences seulement légères, peu discernables sans une analyse approfondie. Ceci apparaît également vrai pour la Gelinotte qui est variable pour les critères de plumage alors même que le morphotype semble constant. Aussi, elle comprend de multiples lignées (sous-espèces) qui nécessitent un examen approfondi pour être correctement identifiées. Il est même possible qu'en creusant encore ces analyses, d'autres caractères ressortent, notamment en ce qui concerne la coloration du plumage. Ainsi, toutes les sous-espèces décrites ici, dont *T. b. rhenana*, ont toutes aussi été séparées via des analyses génétiques (BABA *et al.* 2002, 2005, RIAUBA & BUTKAUSKAS 2012, NOWAK *et al.* 2012, RUTKOWSKI *et al.* 2012, ROSZA *et al.* 2015).

Ceci marque une différence par rapport à d'autres espèces de Tétraonidés comme le Grand Tétras (*Tetrao urogallus*), dont les sous-espèces diffèrent plus faiblement sur les critères de plumage et morphologie, et très faiblement sur les critères génétiques, indiquant par-là, le caractère plus récent et la plus faible différenciation de cette lignée (LIUKKONEN *et al.* 2004, DURIEZ *et al.*

⁸ Caractère ancestral (ou plésiomorphie), partagé par deux taxons ou plus, à condition qu'il soit hérité d'un ancêtre commun.

⁹ Bradytélie se dit d'une espèce qui évolue lentement.

2007, SEGELBACHER & PIERTNEY 2007). En comparaison, *Tetrastes* montre une architecture sub-spécifique plus complexe indiquant une lignée plus ancienne que la plupart des autres lignées de Tétraonidés. La datation de cette phylogénie basée sur les horloges moléculaires suggère que le genre *Tetrastes* s'est différencié au Tertiaire (Miocène), il y a environ 17 millions d'années. Il est donc possible que la Gelinotte ait déjà été présente en Europe avant le début et pendant des glaciations du Pléistocène, comme cela a été déjà montré pour les Pyrénées (ARRIBAS 2004). Ainsi, ces populations ont pu être dispersées en différents refuges isolés lors des pics glaciaires dans le sud de l'Europe, à partir desquels l'espèce a ensuite reconquis l'espace européen lors des phases de réchauffement. Cette fragmentation des aires de distribution pendant les pics glaciaires est le mécanisme le plus courant de sub-spéciation pour la faune européenne en général et il semblerait logique que la même histoire concerne aussi la Gelinotte. Ainsi, on peut formuler l'hypothèse que la Gelinotte de l'Ouest serait issue d'un refuge glaciaire du Pléistocène localisé dans le sud-ouest de l'Europe (sud de la France ou Péninsule ibérique ?), à partir duquel elle aurait migré vers le nord quand les forêts se sont étendues à nouveau lors du dernier interglaciaire. A l'opposé, *T. b. styriaca* serait issue d'un autre refuge se trouvant plus à l'est, peut-être dans les Balkans. Lors de la dernière période de réchauffement, ces deux sous-espèces en migrant vers le nord, se seraient rencontrées dans le Massif jurassien, expliquant ainsi l'apparente zone d'hybridation observée dans cette région. Ce phénomène de séparation spatiale liée aux alternances glaciaires avec notamment la mise en évidence d'un refuge ibérique et qui a conduit à la différenciation de deux clades en Europe, est bien documenté par des analyses génétiques chez le Grand Tétras (ALDA *et al.* 2013, BAJC *et al.* 2011, DURIEZ *et al.* 2007).

Remarques sur la nomenclature de *T. b. rhenana*

Nous proposons ici comme intitulé officiel du nom scientifique de la Gelinotte de l'Ouest : *Tetrastes bonasia rhenana* (KLEINSCHMIDT, 1944). L'habitude prise d'inclure la Gelinotte des bois dans le genre *Bonasa* plutôt que *Tetrastes*, n'est pas validée par les récentes études de phylogénie génétique (DIMCHEFF *et al.* 2002, WANG *et al.* 2013). Ces études ne retiennent pour *Bonasa* que la Gelinotte huppée qui représente donc l'unique espèce de ce genre, le genre *Tetrastes* comprenant alors deux espèces, la Gelinotte des bois et la Gelinotte de Chine. La réunion de ces deux genres en un même taxon conduirait à la création d'un genre paraphylétique¹⁰, ce qui est en désaccord avec l'école actuelle de systématique cladistique.

De nombreuses personnes renvoie l'invention de la sous-espèce *rhenana* à KLEINSCHMIDT 1917, plutôt qu'à KLEINSCHMIDT 1944. Effectivement, le nom *rhenana* a été pour la première fois publié en 1917 par KLEINSCHMIDT dans une liste des oiseaux d'Allemagne. Cependant cette liste ne fournit pas d'informations suffisantes pour valider la différentiation de cette sous-espèce, et ce nom est ainsi un *nomen nudum* qui n'est pas valable dans le cadre d'une utilisation scientifique, suivant en cela les règles de la nomenclature zoologique. C'est seulement en 1944, qu'il a associé à ce taxon, un certain nombre de caractères et qu'il a décrit la population type dans le Westerwald d'où cet exemplaire conservé est originaire. Par conséquent, l'année 1944 apparaît comme l'année

¹⁰ En systématique cladistique, un groupe est dit paraphylétique quand il ne rassemble pas tous les descendants d'une espèce souche qu'il contient. Un tel groupe est incomplet et n'est pas reconnu comme un taxon valide selon cette école de la taxonomie.

de la description. Cependant, même en 1944, il n'a pas désigné d'holotype¹¹. C'est seulement VAN DEN ELZEN (2010) qui a désigné les exemplaires examinés par KLEINSCHMIDT comme étant les individus types (lectotypes¹²). Ces exemplaires sont actuellement conservés au ZOOLOGISCHES FORSCHUNGSMUSEUM ALEXANDER KOENIG à Bonn. Une autre peau de cette série est conservée au FORSCHUNGSINSGTITUT UND NATURMUSEUM SENCKENBERG à Dresde, et pour ma part, j'ai aussi découvert un autre spécimen ignoré de cette série, conservé au FORSCHUNGSTITUT UND NATUR-MUSEUM SENCKENBERG à Frankfurt.

¹¹ Concerne un spécimen conservé au musée que l'auteur d'un nouveau taxon défini et étiquette comme le spécimen « type ». C'est ce spécimen qui fera référence pour les futurs chercheurs désirant étudier les caractéristiques de ce taxon.

¹² Si le taxonomiste à l'origine de la première description du taxon n'a pas défini un individu particulier comme étant l'holotype, un autre taxonomiste peu plus tard sélectionner un autre spécimen à partir de la série originelle de « l'inventeur » du taxon.

Vorrede zu den vier Kapiteln über Populationsstatus

Die folgenden Kapitel schildern den prekären Status des Westlichen Haselhuhns in allen Staaten seines auf nur vier Länder beschränkten Vorkommens. Das allen diesen Berichten Gemeinsame soll an dieser Stelle hervorgehoben werden: Der Status dieser Unterart wird offenbar von der allgemeinen Literatur der Vogelkunde, von Roten Listen und Brutvogelatlanten durchweg zu optimistisch dargestellt. Viele in der Literatur genannte Vorkommen halten nachweislich der Überprüfung durch erfahrene Hasselhuhn-Kennern nicht stand. Das versteckt lebende Hasselhuhn ist äußerst kartierungskritisch: Es wird nicht selten mit anderen Vogelarten verwechselt, und seine genaue Erfassung erfordert speziell geschulten Sachverstand. Nachstehende Kapitel zeigen, dass die Unterart entgegen verbreiteter Ansicht inzwischen wahrscheinlich auf Frankreich beschränkt ist, wo der derzeit einzige nachgewiesene Reliktbestand in den südlichen Vogesen ebenfalls kurz vor dem Erlöschen steht. Mangels guter Belege anderswo, nach den in Bad Dürkheim vorgetragenen Recherchen von M. HANDSCHUH in Deutschland seit mindestens dem Jahr 2010, scheint die Unterart dagegen in allen anderen Staaten (Deutschland, Luxemburg und Belgien) nach derzeitiger Experteneinschätzung kein regelmäßiger Brutvogel mehr zu sein. Dieser Tatbestand macht die zielgerichtete, verstärkte Nachsuche in dennoch weiterhin möglichen Vorkommensgebieten zu einer Priorität für den Schutz des Westlichen Haselhuhns.

Die hier sichtbar werdende Neubewertung einer viel gravierenderen Bedrohungssituation als vielfach angenommen beruht auf Erkenntnissen der letzten Jahre. Erst die durch A. SCHREIBER verstärkte Aufmerksamkeit für die endemische Natur einer weltweit erlöschenden Unterart, welche von NOWAK *et al.* (2012) jüngst auch molekulargenetisch untermauert worden war, führte in den letzten Jahren zur intensivierten Suche, insbesondere durch M. HANDSCHUH und Kollegen. In den Vogesen trug vor allem JEAN-JACQUES PFEFFER zu einer präziseren und leider ebenfalls pessimistischen Einschätzung bei. Diese Nachsuche verlief bisher außerhalb der Vogesen leider ausnahmslos negativ. Mögen die nachstehenden Statusberichte aufrütteln und Vogelfreunde dazu anregen, bei der weiteren Erfassung mitzuhelpen. Dabei sind bestimmte Regeln der Erfassungsgenauigkeit einzuhalten, um die bestehende Verwirrung nicht nur weiter zu vermehren.

Préface des quatre chapitres concernant le statut actuel de la Gelinotte des bois de l'Ouest

Les prochains chapitres exposent en détail la situation de la Gelinotte de l'Ouest dans les quatre pays frontaliers concernés par l'aire historique de *Tetrastes bonasia rhenana*. L'élément central à retenir de ces présentations est que le statut de *T. b. rhenana* en Allemagne, Luxembourg et Belgique, tel qu'il a été publié récemment dans différents rapports, listes rouges et atlas de distribution, a été systématiquement surestimé du fait de l'absence de réévaluation récente, ou suite à des confusions avec d'autres espèces. Une réévaluation des observations réalisées ces dix dernières années en Allemagne, complétée par des prospections de terrain, n'a pas permis de confirmer la moindre donnée. Cette évaluation conduit à penser que pour une partie au moins, une confusion avec la Bécasse des bois ou d'autres oiseaux est à l'origine de nombreuses erreurs de détermination. Dans ces conditions, et compte tenu du caractère très discret de l'espèce, la mobilisation d'experts reconnus est nécessaire pour valider toutes nouvelles données qui pourraient être faites dans cette région. Au regard de cette réévaluation, exposée par M. HANDSCHUH au colloque international à Bad Dürkheim, il apparaît que seul le massif des Vosges en France, semble encore abriter une petite population reproductrice de Gelinotte de l'Ouest, elle-même exposée à un risque élevé de disparition à court terme. Du fait de l'absence de données récentes validées dans les autres pays limitrophes, cette sous-espèce peut être considérée comme « biologiquement éteinte » en Allemagne, Belgique et Luxembourg. Cette situation critique rend d'autant plus urgente et nécessaire la poursuite des prospections sur le terrain à la recherche d'éventuels noyaux reliques.

Cette prise de conscience est finalement très récente. Le signalement par A. SCHREIBER et ses collègues depuis 2015, conforté par les études génétiques conduites par C. NOWAK en 2012, que la Gelinotte de l'Ouest constitue un taxon original, a été un argument supplémentaire pour relancer les recherches sur le terrain. Celles-ci ont été conduites notamment par M. HANDSCHUH et collaborateurs en Allemagne et par J.-J. PFEFFER et collaborateurs dans les Vosges. Malheureusement, tous ces efforts n'ont pas permis de trouver de nouvelles populations ou même de confirmer des observations récentes, en dehors des Vosges où seules quelques sites déjà connus dans la moitié Sud du massif, ont pu être reconfirmés. Nous espérons que cette mise en évidence du statut critique de cette sous-espèce, motivera les biologistes et naturalistes pour intensifier les prospections de terrain. Dans ce but, il semble important qu'à l'avenir un certain nombre de règles de validation des données soient appliquées pour éviter les risques de confusion.

3

Évolution de la répartition de la Gelinotte des bois de l’Ouest dans le nord-est de la France de 1935 à 2017

CHRISTIAN DRONNEAU – LIGUE POUR LA PROTECTION DES OISEAUX D’ALSACE, Strasbourg

The evolution of the range and the status of Western hazel grouse in France from 1935 to 2017. By C. DRONNEAU. – The Western hazel grouse is severely endangered in north-east France. Formerly present in the major part of this territory it subsists today chiefly in the Vosges Mountains in very low numbers. In addition, very few pairs remain in Ardennes, Argonne and Haute-Marne. Using five inquiries conducted in the years 1935, 1964, 1981, 1993 and 2010, the distribution of the species is reviewed. Since 1935 the area of presence had contracted continuously: the spatial regression began on the northern and the western fringes of the initial area, and later spread southward and eastward. The reduction between 1964 and 1992 was estimated at more than 90 % at low altitudes and at 40–55 % in the Vosges. The numerical regression in the Vosges Mountains led from 260–330 breeding pairs in 1976 to 20–50 pairs in 2016, and to less than 20 pairs today (seven known occupied territories in spring 2018). There are multiple causes for this regression, but the disappearance of coppices and the transformation of the formerly well-structured, mixed forests of fir trees and beeches in the Vosges into single-layered woods without understorey or internal structure are important. Other aggravating causes are too many forest ungulates including wild boars, the practice of the « tenderie » (a tradition of fowling in Ardennes), the releases of pheasants for hunting (competition, diseases), high densities of domestic predators (cats) and of wild predators (carnivores, birds of prey). Any possible impact of the climate change has not yet been seriously studied, albeit appears plausible. Measures of biotope restoration are briefly discussed.

Autrefois répandue dans une grande partie du nord-est de la France, la Gelinotte des bois de l’Ouest (*Tetrastes bonasia rhenana*) y est aujourd’hui gravement menacée de disparition, au même titre que son cousin de plus grande taille, le Grand Tétras (*Tetrao urogallus*).

Nous retracions ici l’évolution de son statut dans ce vaste territoire depuis le début des années 1930. Les caractéristiques des biotopes historiquement fréquentés et les principales causes de sa régression sont également brièvement décrites pour tenter de comprendre ce qui a conduit à la situation actuelle et poser les bases d’une réflexion en vue de la mise en œuvre d’actions correctives urgentes.

L'espèce étant difficile à recenser, il existe très peu de données anciennes sur ses densités et sur l'importance de sa population à l'échelle du nord-est de la France. L'évolution de son statut ne peut donc être appréhendée qu'au travers des modifications de son aire de présence au cours des dernières décennies. Celles-ci sont mesurables grâce à plusieurs enquêtes menées au cours de la période considérée (1935–2017), dont les protocoles de réalisation sont comparables.

1 Contexte géographique et principales caractéristiques de la végétation forestière du nord-est de la France

Le nord-est de la France est une région boisée (taux de 33 %), dont le climat présente une tendance semi-continentale, qui s'accentue d'ouest en est, sauf sur les hauteurs vosgiennes où l'influence atlantique due aux perturbations d'ouest se fait à nouveau sentir. Dans le détail, l'importance du boisement varie selon les régions naturelles, passant de 20 % dans les zones de plaine les plus cultivées à 75 % dans la montagne vosgienne¹³.

Schématiquement, quatre grandes entités géographiques se succèdent d'ouest en est (Fig. 3.1).

- Une zone de plaine de 60–200 m d'altitude en Champagne, correspondant à la bordure orientale du Bassin Parisien, caractérisée par de vastes zones cultivées peu boisées et des bocages (moins de 20 % de taux de boisement).
- Une zone de collines et de plateaux d'une altitude de 100–400 m (500 m dans les Ardennes) s'étendant dans le massif ardennais, dans la moitié Est de la Champagne et en Lorraine. Ces collines et plateaux s'étirent localement en longues lignes (les « côtes ») et ils sont couverts de forêts de feuillus à base de chênes et de hêtres, ainsi que de plantations de résineux (taux de boisement de 37 %).
- Une zone de montagne à relief émussé entre la Lorraine et l'Alsace (les Vosges), aux sommets arrondis en forme de « ballons » et culminant à 1.424 m d'altitude. Sur le piémont, en-dessous de 500 m (taux de boisement de 44 %), les forêts sont des hêtraies-chênaies mêlées de conifères sur le versant ouest humide et des chênaies sessiliflores plus ou moins plantées en conifères sur le versant est sec. Plus haut en altitude, au-delà de 500 m (75 % de taux de boisement), les forêts sont mixtes sur les deux versants : hêtraies-sapinières, avec une proportion de conifères plus élevée sur le versant ouest humide. Le dernier étage forestier au-delà de 1.000 m, avant les chaumes sommitaux, est constitué de forêts mixtes (hêtraie-sapinière, mêlée d'Epicéas subséquentes) ou de feuillus purs (hêtraie d'altitude) selon les lieux.
- Et enfin, une plaine alluviale de 100–250 m d'altitude en Alsace, correspondant à la vallée du Rhin (taux de boisement d'environ 25 %). Les forêts sont en majorité des forêts alluviales (chênaie-frênaie à ormes ou à aulnes), sauf dans les zones de dépôts sableux d'origine vosgienne où se développent des hêtraies-chênaies avec Pin sylvestre (forêt du Mundat en aval de Wissembourg, forêt de Haguenau et forêt du Herrenwald à Brumath).

¹³ Source : Inventaire Forestier National (<https://inventaire-forestier.ign.fr>), dont sont issues toutes les informations quantitatives sur les surfaces forestières citées dans cet article.

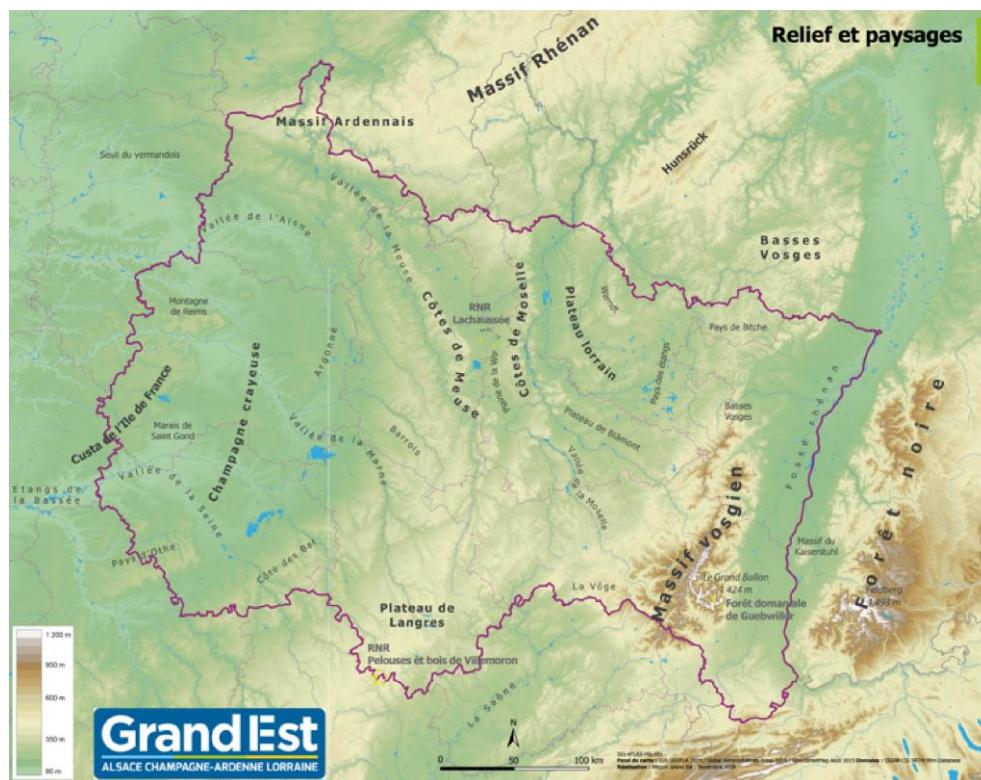


Fig. 3.1 Topographie du nord-est de la France, déterminant les quatre grandes entités géographiques disposées d'ouest en est (voir texte).

Abb. 3.1 Topographie des nordöstlichen Frankreichs mit den vier im Text diskutierten Großlandschaften.

Seules les zones de collines et de montagne (deuxième et troisième entités ci-dessus) étaient historiquement largement occupées par la Gelinotte des bois.

2 Sources d'information sur la répartition de l'espèce dans le nord-est de la France

Par nord-est de la France, il faut comprendre ici la Champagne-Ardenne, la Lorraine et l'Alsace dans leur intégralité, soit une surface de 57.433 km² (Fig. 3.2).

Du début des années 1930 à nos jours, cinq (sept) enquêtes successives sur la répartition de la Gelinotte des bois y ont été réalisées, espacées de 10 à 30 ans chacune. À l'exception de la première d'entre-elles, toutes ont été menées avec un degré de précision similaire : à savoir, au minimum, une présence-absence de l'espèce dans chacun des cantons du nord-est.

C'est donc cette échelle de travail que nous avons retenue pour la représentation cartographique. Elle permet une comparaison rapide et synthétique entre les différentes enquêtes, bien qu'une difficulté récente soit survenue après le changement de périmètre des cantons au plan national¹⁴. Dans

¹⁴ Ce changement date de 2014, en application d'une réforme décidée en 2013. Il a eu pour effet de doubler la surface des cantons dans le nord-est de la France, l'objectif étant de diminuer leur nombre. Les cartes du présent travail ont dû être réalisées sur cette base (seul découpage disponible dans les SIG actuels), alors que les résultats des

la plupart des cas, les résultats ont été recueillis à une échelle plus précise que le canton, que ce soit sur le plan géographique (commune, lieu-dit) ou en terme de statut (absence de l'espèce, présence régulière, présence sporadique, disparition).

Au final, ces différentes enquêtes nous permettent de retracer avec suffisamment de précision et de fiabilité l'évolution de la répartition de l'espèce au cours des 80 dernières décennies.



Fig. 3.2 Zone d'étude prise en compte : Champagne-Ardenne (Charleville-Mézières = Ardennes ; Châlons-en-Champagne = Aube ; Troyes = Marne ; Chaumont = Haute-Marne), Lorraine (Bar-le-Duc = Meuse ; Nancy = Meurthe-et-Moselle ; Épinal = Vosges ; Metz = Moselle) et Alsace (Strasbourg = Bas-Rhin ; Colmar = Haut-Rhin).

Abb. 3.2 Verwaltungseinheiten des Betrachtungsraums (für die Zugehörigkeit der Orte zu Départements, siehe die französische Legende).

3 Synthèse sur la répartition de l'espèce

3.1 Enquête du début des années 1930

Cette première synthèse succincte a été effectuée par HEIM DE BALSAC (1935), sur la base de ses vastes connaissances personnelles et des nombreux contacts qu'il entretenait avec le réseau d'observateurs de terrain. Elle s'est limitée au nord-est de la France. Les résultats ont été donnés

différentes enquêtes avaient initialement été cartographiés à partir des anciens découpages. Ce changement donne une image de la répartition plus optimiste que la réalité. En effet, comme un seul point de présence dans un canton se traduit par une présence dans tout le canton, la distorsion par rapport à la réalité est d'autant plus grande que le canton est grand. Mais pour les propos de ce travail, la comparaison des cartes réalisées sur la base des nouveaux cantons suffit pour visualiser l'importance de la régression de l'espèce dans le nord-est de la France.

à l'échelle des départements (et non des cantons), mais l'auteur a précisé si ceux-ci étaient occupés en totalité ou en partie, en prenant toujours soin d'indiquer les secteurs fréquentés dans ce dernier cas.

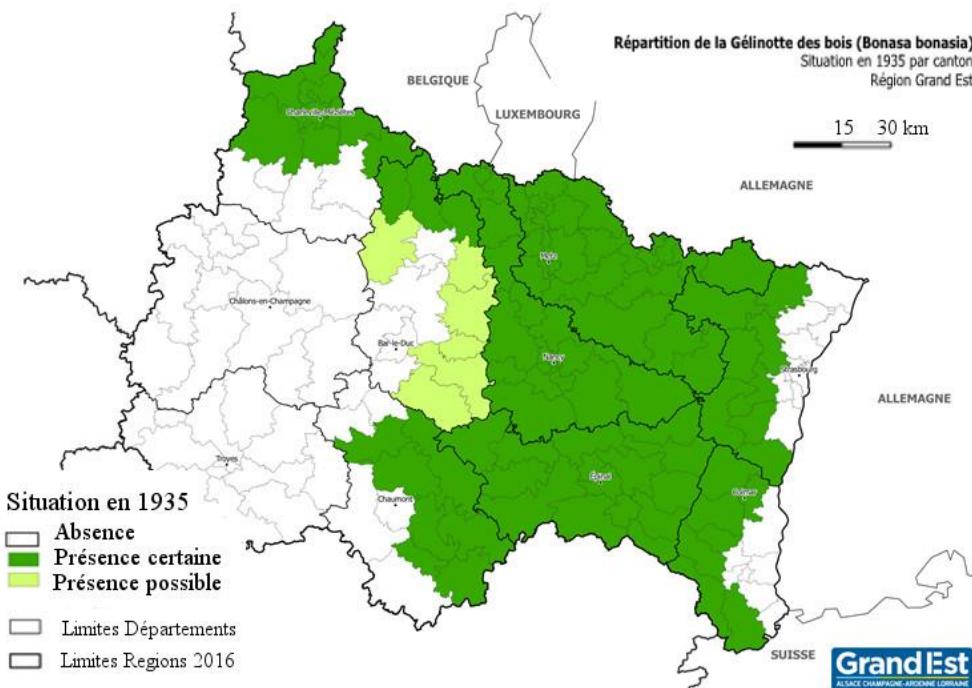


Fig. 3.3 Répartition par cantons de la Gelinotte des bois (*Tetrastes bonasia*) dans le nord-est de la France au début des années 1930, d'après HEIM DE BALSAC (1935). Carte interprétée et adaptée : voir texte. Fond de carte : IGN Geofla 2016/ Global Administratives Areas 2015. Données : Région. Réalisation : Région Grand Est / Juin 2018.

Abb. 3.3 Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich zu Beginn der 1930er-Jahre, nach HEIM DE BALSAC (1935). Karte nach seinen Angaben adaptiert.

Notre échelle de cartographie étant le canton, nous avons reporté ces informations à cette échelle (Fig. 3.3), sur la base des principes suivants :

- Département déclaré « occupé » en entier par l'auteur : dans ce cas, tous les cantons du département ont été considérés comme fréquentés par la Gelinotte, même si ce n'était que localement.
- Département donné comme « occupé partiellement » : ici, seuls les cantons qui se rapportent aux lieux de présence énumérés ont été retenus.

Bien que réalisé à une échelle moins fine que les suivants, cet état des lieux du début des années 1930 est très précieux : il fournit une information historique de référence sur la répartition de l'espèce dans le nord-est de la France. Une enquête plus ponctuelle a été menée à la même époque dans le département du Haut-Rhin, en Alsace (EAUX ET FORÊTS 1939). Mais elle est trop locale pour être utilisée à l'échelle du présent travail.

A cette époque, l'espèce occupait encore la plupart des cantons de Lorraine (sauf une grande partie de la Meuse, où la répartition était par ailleurs mal connue d'après l'auteur), ainsi que ceux de la totalité du massif vosgien, en Lorraine comme en Alsace. Sa présence était également connue dans le Jura alsacien, à l'extrême sud de l'Alsace, sur les ultimes contreforts nord de l'arc jurassien

(même taxon que dans le reste du Jura à priori, c'est à dire une population hybride des deux sous-espèces *T. b. styriaca* et *T. b. rhenana* ; voir SCHREIBER dans ce livre). Plus à l'ouest, en Champagne-Ardenne, elle n'était présente que dans les cantons de l'extrême nord (massif ardennais) et du sud-est (plateau de Langres en Haute-Marne) où la limite semblait être représentée par les cours de la Marne et de la Vingeanne. En Argonne lorraine et sur les côtes de Meuse, sa présence était considérée comme possible, mais la situation y était mal connue : la limite ouest de présence de l'espèce était à préciser.

L'enquête des EAUX ET FORÊTS (1939), menée dans le Haut-Rhin (Alsace) à la même époque, fait état d'une station au pied des Vosges au débouché de la vallée de la Doller en plaine d'Alsace, dans des boisements situés à 300 m d'altitude entre Aspach, Soppe et Mortzwiller. Ces stations étaient considérées comme une acquisition récente. L'enquête confirme par ailleurs la présence de l'espèce dans le Jura alsacien.

Hors du périmètre pris en considération ici, HEIM DE BALSAC (loc. cit.) a également indiqué la répartition de l'espèce en Côte d'Or, en Haute-Saône et dans le Nord du département du Jura, ainsi que dans les pays voisins (Belgique, Luxembourg et Allemagne occidentale). A cette époque, il n'y avait aucune discontinuité dans la répartition de la Gelinotte entre le nord-est de la France et la chaîne du Jura, via les zones de basse altitude de Côte d'Or, de Haute-Saône et du Doubs. C'était encore en très grande partie le cas du temps de COUTURIER (1964). Cela pose la question de la zone de rencontre entre la population du nord-est (sous-espèce *rhenana*) et celle du Jura (population hybride entre les sous-espèces *T. b. styriaca* et *T. b. rhenana*) dans ces secteurs intermédiaires de basse altitude. Cela restera malheureusement une inconnue désormais, sauf à découvrir des spécimens empaillés dans des musées ou collections privées. Certaines de ces stations intermédiaires entre les Vosges et le Jura se sont maintenues jusqu'à récemment (CLABAUT 1982, BERTHELOT & JARRY 1994, DESBROSSES 1985 et 2010, enquêtes de l'ONCFS¹⁵). La plus remarquable d'entre elles concerne la vallée inondable de la Saône près de Talmay en Côte d'Or (altitude de 190 à 200 m) occupée jusqu'en 1985 au moins. La Gelinotte y fréquentait des taillis sous-futaie inondables, à sol bien drainé : aulnaie-frênaie-ormaie et chênaie-charmaie à sous-bois abondant, où le Noisetier atteignait un recouvrement supérieur à 25 %, à côté de jeunes bouleaux, trembles, peupliers, saules et aubépines (DESBROSSES, loc.cit.).

3.2 Enquête du début des années 1960

Cette deuxième enquête a été effectuée par COUTURIER (1964) sur l'ensemble de la France, avec des résultats livrés par cantons et détaillés selon les cas, par communes, par massifs forestiers ou par lieux-dits. Ne sont extraits ici que les résultats se rapportant au périmètre qui nous concerne (Fig. 3.4).

Célèbre chasseur français, et médecin de profession, M. COUTURIER a été l'auteur de plusieurs ouvrages de référence sur la grande faune des montagnes françaises, dont il avait une connaissance encyclopédique. Dans son ouvrage de 1964, il a consigné de façon synthétique toutes ses connaissances sur les espèces chassables des montagnes françaises, y compris la description très détaillée de leur répartition, le plus souvent par communes (dix pages de présentation en style télégraphique

¹⁵ OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE ET DE LA FAUNE SAUVAGE.

pour la répartition de la Gelinotte), ceci sur la base de ses connaissances et d'enquêtes réalisées auprès des chasseurs, des forestiers et de quelques naturalistes, selon les informations qui m'ont été fournies au début des années 1980 (R. GINDRE/ONCFS, comm. pers.).

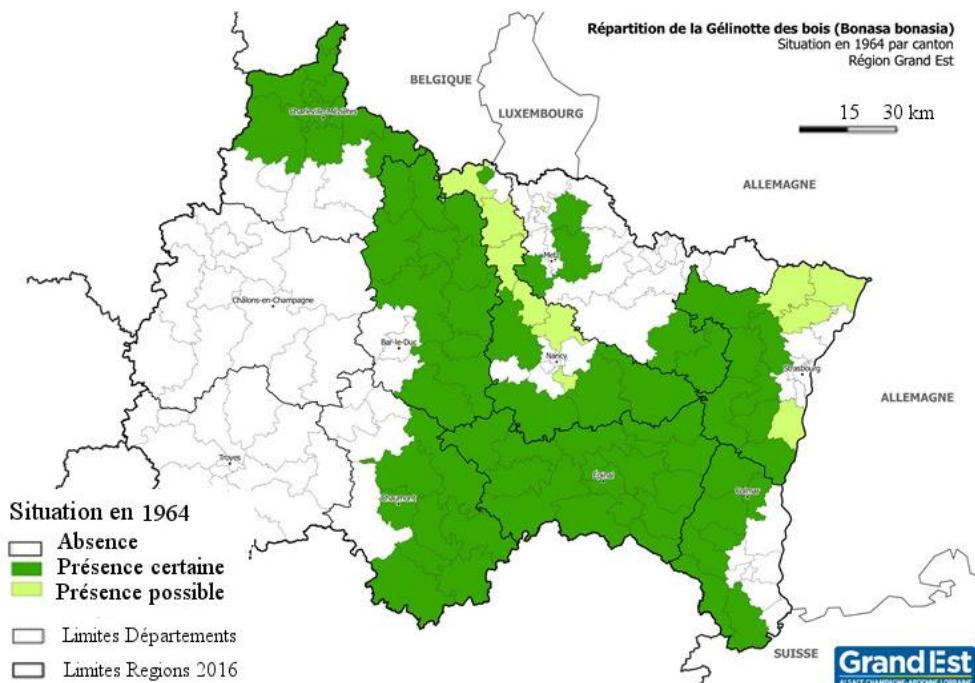


Fig. 3.4 Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France au début des années 1960 (d'après COUTURIER 1964). Fond de carte : IGN Geofla 2016/ Global Administratives Areas 2015. Données : Région. Réalisation : Région Grand Est / Juin 2018.

Abb. 3.4 Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich zu Beginn der 1960er-Jahre, nach Angaben von COUTURIER (1964).

La présence sur les côtes de Meuse et en Argonne lorraine est confirmée. La limite ouest de répartition est plus étendue qu'au cours de l'enquête précédente, mais c'est probablement le résultat d'une meilleure prospection dans des zones autrefois mal connues. Par contre, l'espèce a disparu d'une grande partie des cantons des 2/3 nord de la Lorraine (hormis sur les hauteurs à l'est de Metz). De même, le nord des Vosges (Vosges du Nord) commence à être déserté. Dans le Sundgau, à l'extrême sud de l'Alsace, l'espèce est citée comme exceptionnelle à Altkirch et Dambach-la-Ville, deux localités situées hors de son aire de présence régulière.

3.3 Enquête de la fin des années 1970

Cette troisième enquête a été réalisée par DRONNEAU (1981, 1982a), pour le compte de l'ONCFS. La plupart des données a concerné la période 1975–1980. Les résultats initiaux, précis au lieu-dit dans la majorité des cas et reportés sur une carte au 1/250.000^{ème}, ont été convertis à l'échelle cantonale (Fig. 3.5).

Outre les prospections réalisées par l'auteur de l'enquête, principalement dans les Vosges, un questionnaire a été envoyé au personnel de l'ONF¹⁶, à celui de l'ONCFS et aux ornithologues spécialisés des sociétés ornithologiques régionales. De plus, un formulaire d'enquête a été inséré dans les différentes revues de chasse régionales. Le taux de réponse a été de 84 % (300 réponses sur 374 personnes interrogées), ce qui a permis de couvrir l'ensemble de la zone.

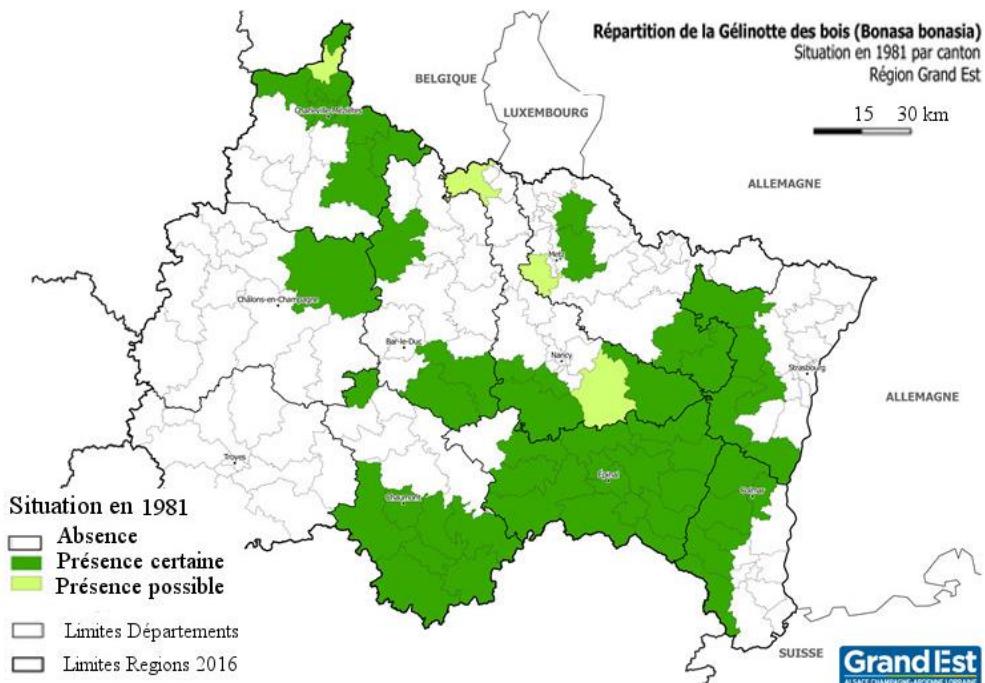


Fig. 3.5 Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France à la fin des années 1970 (d'après DRONNEAU 1981, pour le compte de l'ONCFS). Fond de carte : IGN Geofla 2016/ Global Administratives Areas 2015. Données : Région. Réalisation : Région Grand Est / Juin 2018.

Abb. 3.5 Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich in den späten 1970er-Jahren, nach DRONNEAU (1981) im Auftrag der ONCFS.

La régression en Lorraine se poursuit, laissant des stations isolées en Argonne lorraine (Beaulieu), au nord-est de Metz (secteur Forêt du Comté/Forêt de Villers-Befey) et dans quelques autres sites ponctuels du sud de la Meuse et de la Meurthe-et-Moselle (voir Fig. 3.6). En Champagne-Ardenne, elle est toujours présente dans une grande partie du massif ardennais, dans le sud-est de la Haute-Marne et dans de rares stations isolées entre les deux. La station la plus occidentale se trouve dans la Marne (camp militaire de Suippes, près de Grateuil, à 166 m d'altitude). Quelques augmentations locales d'effectifs sont mentionnées sur le versant alsacien des Vosges.

A part les stations de basse altitude de Suippes et d'Aspach dans le Haut-Rhin, où sa présence est encore signalée, la Gelinotte ne subsistait plus que dans les secteurs à relief assez marqué et à caractère submontagnard (sauf dans le Jura alsacien d'où elle semblait avoir disparu). De façon anecdotique, un individu certainement erratique a été observé en juillet 1978 au nord-est d'Épernay

¹⁶ OFFICE NATIONAL DES FORETS.

(Montagne de Reims), à Avenay Val d'Or, très à l'ouest de l'aire de répartition régulière (C. RIOLS, comm. pers.).

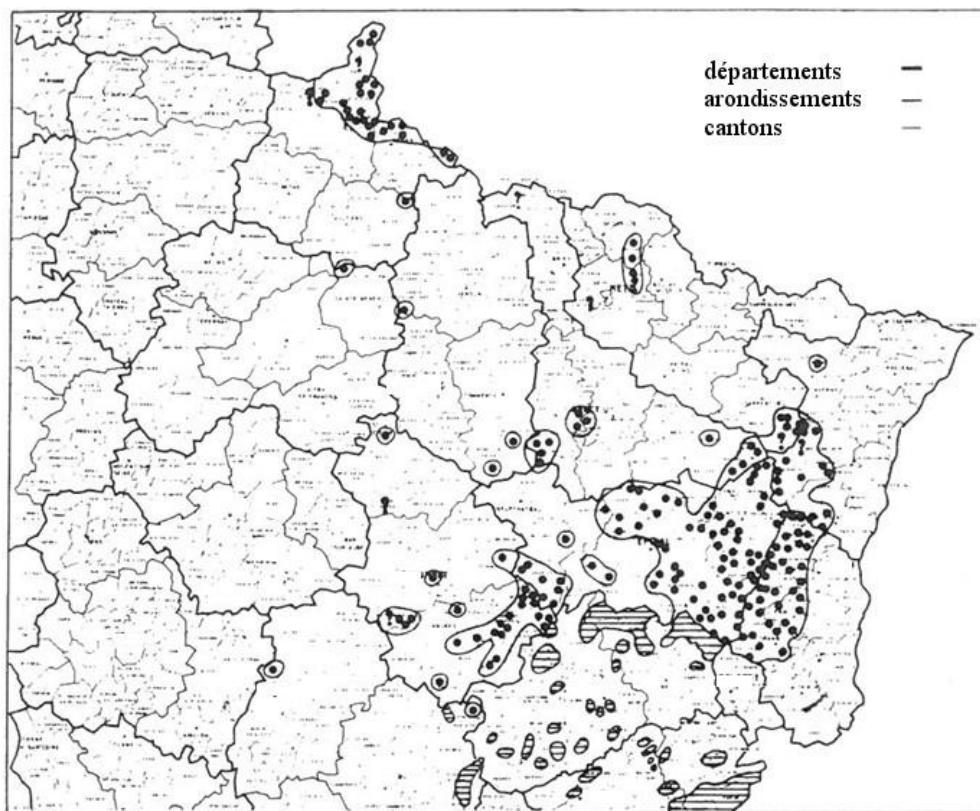


Fig. 3.6 Répartition précise de la Gelinotte des bois à la fin des années 1970, dans le nord-est de la France (d'après DRONNEAU 1982a, pour le compte de l'ONCFS) et au nord du Jura (d'après CLABAUD 1982, également pour le compte de l'ONCFS). Points noirs : sites de présence d'après DRONNEAU (1982a). Rayures : zone de présence d'après CLABAUD (1982). Points noirs isolés et encerclés : couple isolé.

Abb. 3.6 Detaillierte Verbreitung des Haselhuhns gegen Ende der 1970er-Jahre in Nordostfrankreich (nach DRONNEAU 1982a im Auftrag der ONCFS) und im Jura (nach CLABAUD 1982, ebenfalls für die ONCFS). Schwarze Punkte = Vorkommen nach DRONNEAU (1982a). Schraffur = Vorkommen nach CLABAUD (1982). Eingekreiste Einzelpunkte = isoliertes Revierpaar.

3.4 Enquête du début des années 1990

Réalisée par l'ONCFS, cette enquête a été conduite sur l'ensemble de la France selon la même méthodologie que les précédentes. Pour le nord-est, les données de terrain ont été recueillies en 1991 et 1992 (MAGNANI 1993). L'enquête a été menée à l'échelle communale, avec une précision au lieu-dit dans beaucoup de réponses. Les résultats ont été convertis à l'échelle cantonale (Fig. 3.7).

L'aire s'est considérablement réduite depuis l'enquête précédente : l'espèce ne subsiste plus que dans les Ardennes où sa présence régulière est encore signalée dans 27 communes (en débordant un peu en Thiérache dans le département de l'Aisne, hors périmètre considéré ici), dans

l'ouest du département des Vosges et surtout, dans l'ensemble du massif vosgien qui constitue le dernier fief de l'espèce en terme d'effectifs.

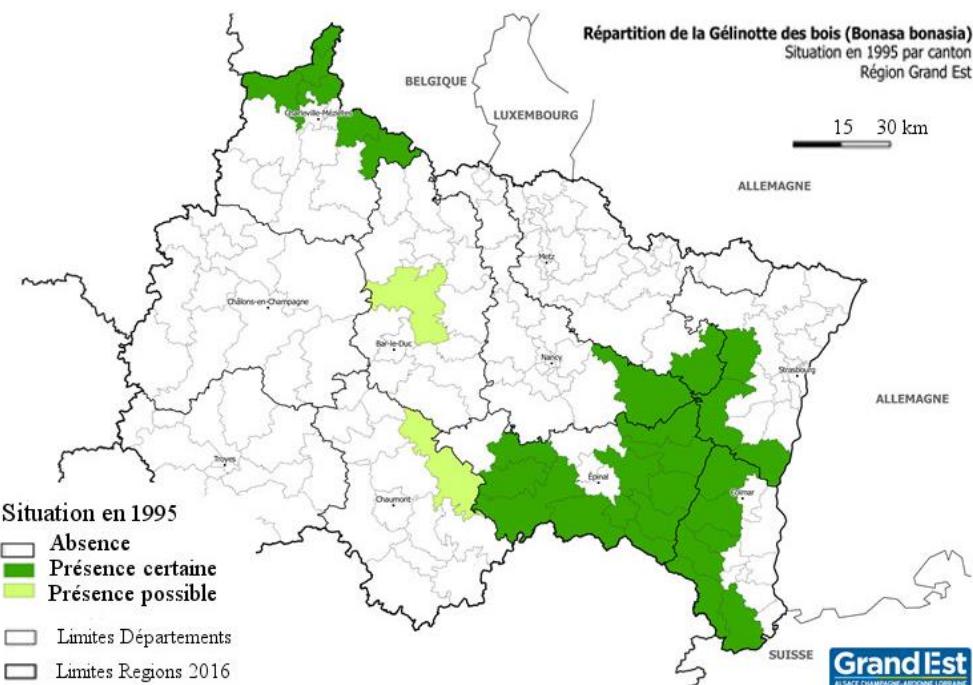


Fig. 3.7 Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France, au début des années 1990 (d'après MAGNANI 1993). Fond de carte : IGN Geofla 2016/ Global Administratives Areas 2015. Données : Région. Réalisation : Région Grand Est / Juin 2018.

Abb. 3.7 Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich zu Beginn der 1990er-Jahre, nach Angaben von MAGNANI (1993).

La dernière observation dans les Vosges du Nord date de 1985 (GÉNOT 1985) et l'espèce y est désormais considérée comme disparue (DESBROSSES 1991). Un ultime indice a été recueilli en 2007, avec une plume découverte dans une aire de Grand-Duc d'Europe (*Bubo bubo*) (base de données de la LPO ALSACE). À l'inverse, le Jura alsacien est réoccupé à partir de 1989 (LPO ALSACE, loc. cit.), très certainement par reconquête à partir du Jura suisse mitoyen (donc probablement des hybrides entre les sous-espèces *T. b. styriaca* et *T. b. rhenana*). Toutefois, il peut s'agir d'une redécouverte plutôt que d'un véritable retour, car à cette époque l'espèce est considérée en très fort déclin de l'autre côté de la frontière (BLATTNER 1998).

3.5 Enquêtes des années 2000–2010

Trois enquêtes ont été menées au cours des années 2000 et 2010 par des organismes différents : l'ONCFS (période 2000–2009 ; BUFFET & DUMONT-DAYOT 2011), la LPO FRANCE (période 2009–2012 ; ISSA & MULLER 2015) et l'ONF (enquête 2017 inédite ; voir plus loin).

Faisant globalement appel au même réseau d'observateurs et à la même méthodologie, les résultats des deux premiers travaux sont proches. Nous nous appuierons sur ceux de l'ONCFS, puisqu'ils permettent une bonne comparaison avec les données antérieures, cet organisme ayant

réalisé toutes les enquêtes précédentes depuis la fin des années 1970. Les résultats m'ont aimablement été fournis par M. MONTADERT de l'ONCFS (Fig. 3.8).

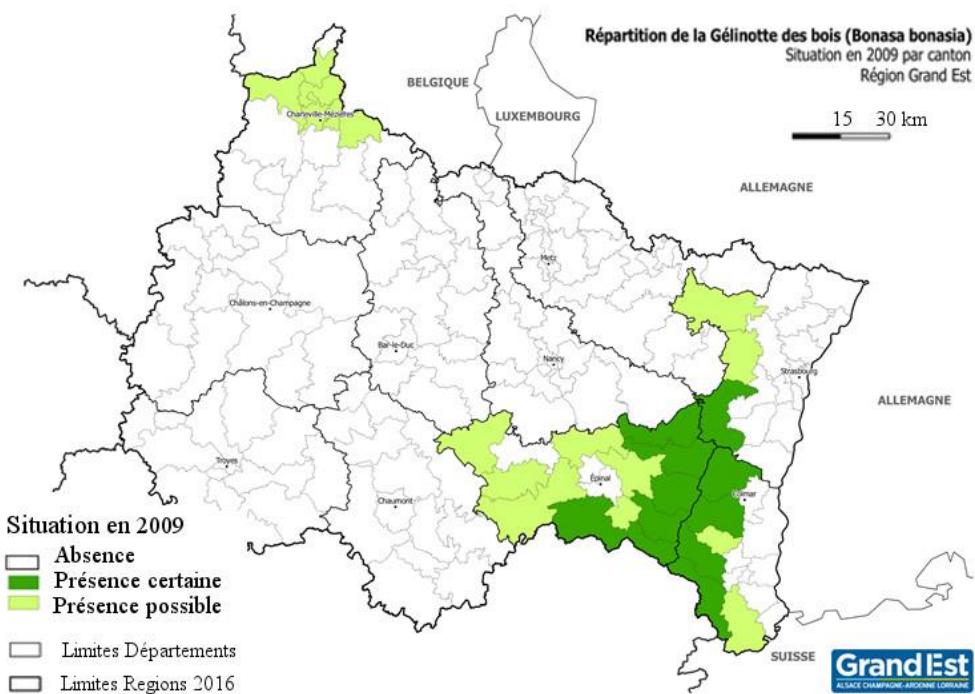


Fig. 3.8 Répartition par cantons de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France à la fin des années 2000 (ONCFS ; M. MONTADERT, comm. pers.). Fond de carte : IGN Geofla 2016/ Global Administratives Areas 2015. Données : Région. Réalisation : Région Grand Est / Juin 2018.

Abb. 3.8 Verbreitung des Haselhuhns in Kreisen von Nordostfrankreich gegen Ende der 2000er-Jahre, nach Angaben der ONCFS (M. MONTADERT, pers. Mitt.).

L'aire de présence s'est encore rétractée : l'espèce est devenue sporadique dans les Ardennes (avec extinction dans le département de l'Aisne mitoyen), et elle a disparu des hauteurs de Metz. Dans le massif vosgien, ses derniers refuges se trouvent de plus en plus haut en altitude. Quelques individus continuent de se maintenir dans le Jura alsacien (base de données de la LPO ALSACE), contrairement à ce qu'a révélé l'enquête.

L'enquête réalisée en 2017 par l'ONF auprès de ses agents, a concerné la présence de la Gelinotte avant et après 2010. Ces observations peuvent être superposées à la carte issue de l'enquête de présence à l'échelle communale réalisée en 2010 par BUFFET & DUMONT-DAYOT (2011) pour le compte de l'ONCFS (Fig. 3.9).

L'enquête ONF révèle le maintien de l'espèce en petit nombre dans les Ardennes, surtout dans les secteurs du plateau d'Hargnies et du massif des Pothées (cf. aussi LPO CHAMPAGNE-ARDENNE 2016). Quelques observations sont également signalées en Argonne lorraine (Beaulieu toujours) et dans le sud-est de la Haute-Marne. La dernière population qui semble encore viable dans tout le nord-est de la France se trouve au cœur du massif vosgien, seul massif où quelques preuves de reproduction ont encore été obtenues après 2010 (J.-J. PFEFFER, comm. pers.).

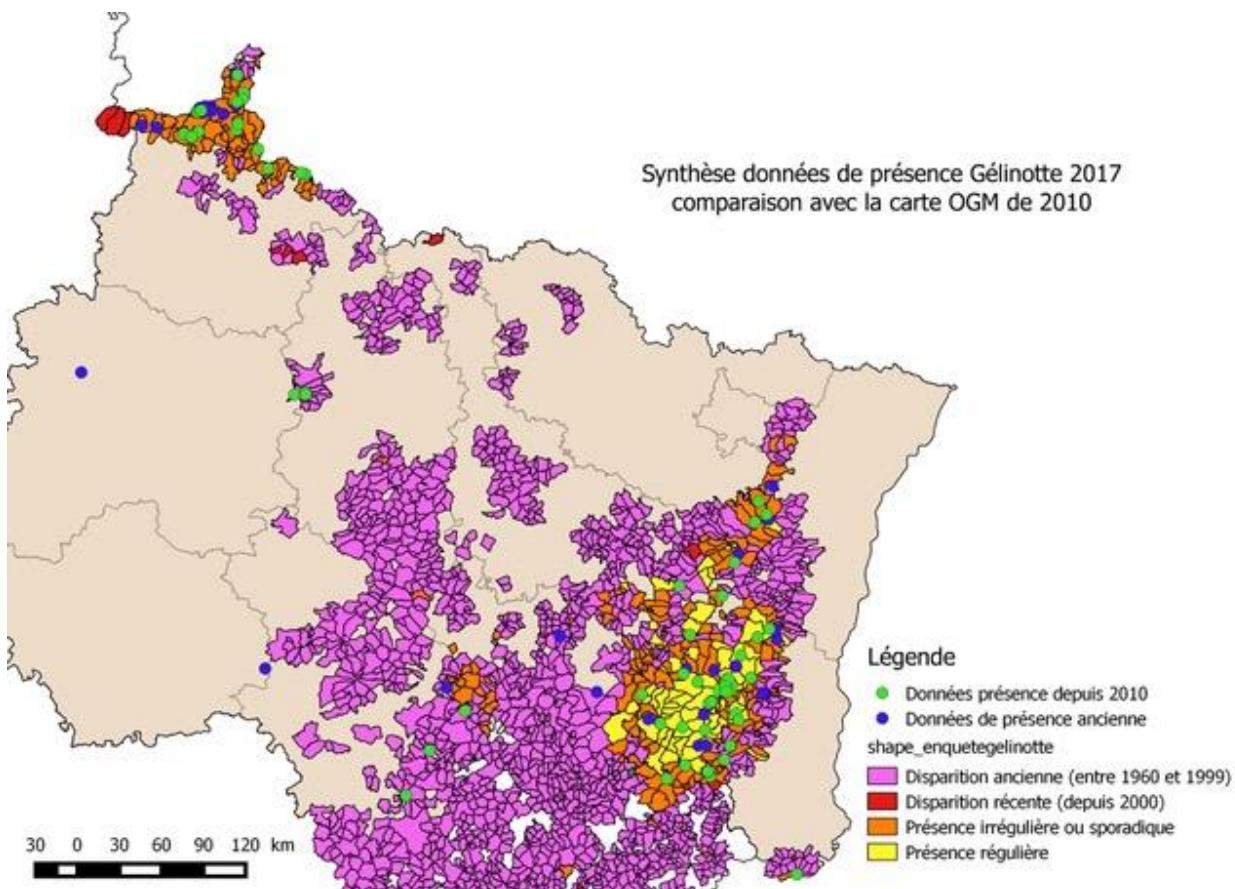


Fig. 3.9 Répartition de la Gelinotte des bois dans le nord-est de la France. Observations réalisées avant et après 2010 (points bleus et verts) [source : enquête ONF 2017 inédite] et illustration de sa régression à l'échelle communale (communes en rose : disparition avant 2000, communes en rouge : disparition après 2000) [source : BUFFET & DUMONT-DAYOT 2011].

Abb. 3.9 Verbreitung des Haselhuhns in Nordostfrankreich. Beobachtungen vor und nach 2010 (blaue bzw. grüne Punkte) [Quelle: enquête ONF RÉSEAU AVIFAUNE 2017, unveröffentlicht]. In violet eingezzeichneten Gemeinden verschwand die Art vor dem Jahr 2000, in rot eingezzeichneten nach dem Jahr 2000. Orangefarbene Marken zeigen unregelmäßige Vorkommen an, gelbe dagegen bis heute bzw. kürzlich fortbestehende Vorkommen (Quelle: BUFFET & DUMONT-DAYOT 2011).

4 Discussion des enquêtes

La lecture des cartes est sans équivoque : une réduction considérable de l'aire de présence de la Gelinotte des bois a été enregistrée au cours des 80 dernières années. L'espèce a disparu de toutes les zones de basse altitude, à quelques rares exceptions près dans les Ardennes, en Argonne et en Haute-Marne. La dernière petite population fonctionnelle ne subsiste plus qu'en montagne, dans le massif vosgien.

Le début de la régression est ancien, puisque l'aire de présence s'est contractée entre chaque enquête depuis 1935. Le phénomène a d'abord débuté sur les franges nord et ouest de l'aire initiale, puis il s'est propagé vers le sud et l'est, ne laissant que des populations résiduelles, dans les lieux qui sont probablement les plus favorables ou les moins impactés par les facteurs négatifs. Entre 1964 et 1992, MAGNANI (1993) avait déjà estimé la diminution de l'aire de présence à plus de 90 % à basse altitude et à 40–55 % en montagne, selon les lieux.

Les Vosges constituent de nos jours la seule zone encore habitée par une population de quelques couples. Mais même dans ce secteur encore privilégié il y a peu, la régression est très forte : en 1976, la population avait été estimée à 260–330 couples sur la base d'une enquête approfondie (KEMPF & PFEFFER 1976), alors qu'en 2016 elle n'était plus que de 20–50 couples (J.-J. PFEFFER, B. MATHIEU, A. LAURENT, comm. pers.). Les incertitudes viennent de la difficulté à détecter l'espèce et d'un manque de prospection dans quelques secteurs. En 2018, la situation est encore plus inquiétante : plus que sept territoires occupés recensés au printemps, avec une même pression d'observation et une même couverture géographique que deux ans plus tôt (J.-J. PFEFFER, comm. pers.). Il est quasi certain que moins de 20 couples subsistent de nos jours.

En France, l'estimation de l'effectif national est comprise entre 2.000 et 10.000 couples selon les auteurs dans les années 1990 et 2000 (BERNARD-LAURENT & MAGNANI 1994 ; ROCAMORA & BERTHELOT 1999, DUBOIS *et al.* 2008). D'après la dernière estimation en date, probablement la plus fiable car basée sur une meilleure connaissance de la répartition et des densités, l'effectif actuel pourrait être d'environ 6.000–8.000 couples, avec les plus fortes populations dans le Jura et surtout, dans les Alpes (sous-espèce *T. b. styriaca*) (M. MONTADERT in ISSA & MULLER 2015).

5 Biotopes fréquentées et causes de régression évoquées

5.1 Biotopes

Dans les collines et plateaux de basse altitude du nord-est de la France (< 500 m), qui représentaient la plus grande partie de l'aire de répartition de l'espèce (80 % de l'ancienne zone de présence), le taux de boisement est élevé (35–40 %) et les forêts sont dominées par des feuillus, avec une proportion de plus de 92 % dans bien des cas. Mais de nombreux enrésinements à base d'Épicéa (*Picea abies*) et de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) ont été effectués dans la 2^{ème} moitié du 20^{ème} siècle. La fréquentation de boisements de feuillus purs par la Gelinotte est une spécificité de la sous-espèce *rhenana*, toutes les autres étant liées à des formations mixtes (que *T. b. rhenana* fréquente aussi).

Sur les plateaux sommitaux des collines, les boisements étaient principalement constitués de hêtraies-chênaies-charmaies (*Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, *Q. petraea* et *Carpinus betulus* en proportions variables), plus ou moins mêlées d'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) et de bouleaux (*Betula verrucosa* ; *B. pubescens* plus rare), tandis que sur les versants se développaient des hêtraies avec quelques Charmes (*Carpinus betulus*). Le sous-bois était composé de Noisetier (*Corylus avellana*), de cornouillers (*Cornus mas* et *C. sanguinea*), d'Aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*), de ronces (*Rubus spec.*), etc. (HEIM DE BALSAC 1935, COUTURIER 1964). Sur les collines les plus hautes, on notait également la présence de sorbiers (*Sorbus aucuparia*, *S. aria*), de Myrtille (*Vaccinium myrtillus*) et de Callune (*Calluna vulgaris*) (résultats inédits de l'enquête DRONNEAU 1981).

Dans ces boisements, c'est plus précisément les taillis de dix à vingt ans qui étaient fréquentés, ainsi que dans une moindre mesure les taillis sous-futaies. Mais pas les vieilles futaies, ni les taillis trop jeunes des coupes récentes ou les grands gaullis, d'où le sous-bois était absent. La Gelinotte

y suivait le rythme des coupes (HEIM DE BALSAC loc. cit., COUTURIER loc. cit., LEDANT 1990, 1993). Dans le camp militaire de Suippes, le biotope fréquenté était un boisement mixte de Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) et de bouleaux (DRONNEAU 1982a).

Au pied du massif vosgien (300–500 m), dans l'étage collinéen du versant est très ensoleillé, les biotopes fréquentés étaient structurellement proches de ceux évoqués ci-dessus : taillis de Chêne sessile et de Charme, mêlés de Noisetier et de cépées de Châtaignier (*Castanea sativa*) (celui-ci introduit à l'époque romaine), voire futaies résineuses claires (EAUX ET FORÊTS 1939, PFEFFER 2017). Sur le versant ouest, nettement plus humide (sous l'influence des vents et précipitations atlantiques), la proportion de conifères est plus importante : principalement le Sapin pectiné (*Abies alba*) qui est dominant, l'Épicéa en majorité introduit et le Pin sylvestre disséminé.

Plus haut en altitude, au-dessus de 500 m dans la montagne proprement dite (20 % de la surface de l'ancienne aire de présence, mais effectif important), les biotopes correspondent à ceux fréquentés dans les autres montagnes européennes : forêts claires de conifères ou mixtes (*Fagus sylvatica*, *Abies alba*, *Picea abies*), avec un dense sous-étage d'arbustes feuillus à châtons et à baies. Le biotope idéal est constitué par la juxtaposition de conifères (que ce soit au stade de gaullis, de jeune futaie ou de veille futaie) et d'arbustes feuillus à châtons et à baies, tels que le Noisetier dans les étages inférieurs et les sorbiers en altitude. Avec leur feuillage dense et opaque, les premiers servent d'abri contre les prédateurs (en particulier lorsque les feuillus sont dénudés en hiver), tandis que les seconds représentent la ressource alimentaire (voir 3.3). Dans les stations à sol pauvre, quelques pineraies à Pin sylvestre avec sous-étage d'arbustes feuillus sont aussi occupées.

5.2 Densités

Les informations sont très fragmentaires, mais les quelques sources disponibles permettent de la situer entre 0,5 et 5 couples aux 100 ha :

- Régions de collines en Lorraine : un couple pour 60 ha en plusieurs points du canton de Gerbéviller (Meurthe-et-Moselle), deux ou trois couples pour 100 ha dans le bois de Rambervillers (Vosges), un couple pour 150–200 ha dans le canton de Cirey (Meurthe-et-Moselle) (COUTURIER 1964) ; HEIM DE BALSAC (1935) a rapporté que dans sa zone d'étude de Buré d'Orval, près de Longuyon (Meurthe-et-Moselle), la Gelinotte était assez fréquente, mais il n'a pas fourni de densité.
- Versants des Vosges : d'après les témoignages locaux transmis lors de l'enquête menée à la fin des années 1970 sur la répartition de l'espèce, une densité d'un couple pour 200 ha représentait déjà une bonne moyenne (DRONNEAU 1982a).
- Sommets des Vosges, au-dessus de 1.000 m : 1,1 couple aux 100 ha au Drumont en 1989 (J.-L. KLEIN, comm. pers.) et cinq couples aux 100 ha dans un biotope optimal au Gazon du Faing en 1982 (DRONNEAU 1982b).

5.3 Causes de régression évoquées

Dans les régions collinéennes

A basse altitude, dans les régions collinéennes, la principale cause évoquée est l'abandon du traitement en taillis et en taillis sous-futaie des forêts. Amorcée au milieu du siècle passé, la tendance s'est accentuée jusqu'à la disparition presque complète du traitement en taillis. Le changement est dû à la réduction considérable des besoins en bois de chauffage à partir de l'avènement d'autres sources d'énergie (d'abord charbon, puis pétrole, gaz et électricité) et aussi, à la baisse des besoins en bois d'industrie (traverses de chemins de fer, bois de mines, piquets, tuteurs, etc.).

Dans une première phase, les taillis et taillis sous-futaie ont cessé d'être exploités, ce qui les a rendus défavorables à la Gelinotte car progressivement devenus trop âgés. Puis, ils ont été convertis en futaies de feuillus ou en plantations de conifères (*Picea abies*, *Pseudotsuga menziesii*) et leurs surfaces n'ont cessé de régresser.

On dispose de statistiques précises depuis 1978 (à cette date, la disparition des taillis était déjà largement engagée). Par exemple, au sein du massif ardennais dans la zone de présence de la Gelinotte, l'évolution des surfaces de taillis a été la suivante : 20 % de la surface forestière en 1978, plus que 11 % en 1987 et moins de 4 % en 1998¹⁷. Dans les Ardennes belges, les seules stations où l'espèce a pu se maintenir plus durablement sont les futaies de chênes avec taillis de Noisetier, riches en ronces (*Rubus fruticosa*) et en Anémone sylvie (*Anemone nemorosa*) (LEDANT 1995). L'auteur considérait alors qu'il s'agissait des dernières stations refuges dans lesquelles la Gelinotte subsistait et à partir desquelles on pouvait envisager une reconquête d'anciens secteurs, par la mise en œuvre de plans d'action appropriés.

Dans ces zones de basse altitude, d'autres facteurs concomitants et aggravants sont évoqués : la pratique de la tenderie à terre dans les Ardennes même après son interdiction¹⁸, l'augmentation des populations d'ongulés qui réduisent par aboutissement l'abondance des strates basses favorables à la Gelinotte, les fortes densités de Faisan (*Phasianus colchicus*) exerçant une concurrence excessive, l'emploi d'insecticides pouvant provoquer une mortalité directe, ainsi que l'impact de la prédation par la Martre des pins (*Martes martes*) et par le Chat haret (*Felis catus*) (auxquels s'ajoutent le Blaireau *Meles meles*, l'Autour *Accipiter gentilis* et l'Épervier *Accipiter nisus*), dont les populations ont augmenté suite à l'arrêt des persécutions (COUTURIER 1964, LEDANT & DEVILLERS 1991).

Par contre, dans ces régions de basse altitude, la chasse qui était affaire de spécialistes et qui était de ce fait modérément exercée, n'est pas évoquée comme une cause de régression.

¹⁷ Inventaire Forestier National : éditions 1978, 1987 et 1998.

¹⁸ Jusqu'à 60–80 individus capturés en une saison dans la région d'Hargnies au tournant des années 1960–1970 (LEDANT & DEVILLERS 1991).

Dans la montagne vosgienne

Dans les Vosges, les causes de la régression sont très mal connues. Le déclin s'est amorcé à une date indéterminée, mais il semble s'être beaucoup amplifié à partir des années 1980–1990, l'espèce étant encore assez répandue jusqu'au début des années 1980 (DRONNEAU 1982a).

Dans le Jura au contraire, bien qu'une régression de l'espèce ait commencé à être notée dès les années 1965–1970 (MAGNANI *et al.* 1991, SCHATT 1991), l'espèce est toujours bien représentée de nos jours au-dessus de 1.000 m (M. MONTADERT, comm. pers.).

Selon SCHATT (loc. cit.), la régression de l'espèce notée à partir des années 1965–1970 serait imputable à une sylviculture devenue trop « dynamique » ou trop sélective, qui s'est traduite par un nettoyage systématique du sous-étage dans les massifs de conifères, et qui a conduit à la raréfaction des arbustes feuillus d'accompagnement indispensables à l'espèce (BERGMANN *et al.* 1996). A noter cependant, que cet acharnement sylvicole conduisant à des « nettoiements systématiques » du sous-étage s'est considérablement atténué depuis les années 2000, suite à la réduction des moyens financiers disponibles pour la gestion forestière et aussi, du fait de la prise en compte de considérations écologiques (dont la préservation de l'habitat de la Gelinotte) (M. MONTADERT, comm. pers.).

Pourquoi alors cette différence entre les deux massifs : maintien dans l'un (malgré l'existence d'une sylviculture dynamique), risque de disparition dans l'autre ? On peut formuler l'hypothèse (M. MONTADERT, comm. pers.) que c'est avant tout la disponibilité d'habitats de qualité sur de larges étendues dans le massif jurassien, au contraire des Vosges, qui explique cette différence de statut, et ce pour deux raisons majeures :

- Une régénération naturelle beaucoup plus dynamique des essences feuillues sur les sols calcaires du massif jurassien en comparaison des Vosges aux sols majoritairement acides. Ceci procure une grande résilience aux biotopes jurassiens, malgré d'éventuelles opérations de débroussaillage réalisés dans le cadre de la gestion sylvicole.
- Un traitement en futaie jardinée pour les forêts bénéficiant du régime forestier dans le Jura, alors que la gestion en futaie régulière domine dans les Vosges, ce qui permet une meilleure expression du sous-étage arbustif dans les premières.

Les forêts jurassiennes offriraient ainsi des biotopes à Gelinotte globalement mieux préservés et plus résilients, voire même favorisés par la gestion sylvicole, au contraire de la situation vosgienne.

Il convient de préciser que dans le Jura, essentiellement à basse altitude, et surtout dans les Vosges, certains biotopes n'ont pas changé de façon significative ou perceptible au cours des 40 dernières années, alors que la Gelinotte en a presque disparu au cours des deux dernières décennies. Par exemple dans les Vosges, c'est le cas de la crête entre le Lac Blanc et le col de la Schlucht qui constituait par places un biotope optimum accueillant jusqu'à 5 couples/100 ha (DRONNEAU 1982b). Le même constat a été fait dans le sud du Jura (SCHATT 1995).

Plusieurs causes peuvent être avancées pour expliquer la disparition de l'espèce dans les biotopes qui semblent pourtant encore favorables. La première, probablement déterminante, est l'effet de la fragmentation des habitats sur le fonctionnement démographique de la population. En

altitude, tandis que les habitats favorables sont encore largement représentés dans le Jura et sans discontinuité importante, ils sont faiblement présents dans les Vosges et donc fortement fragmentés. Il est par ailleurs connu que la Gelinotte se disperse peu (voir article de MONTADERT & KLAUS dans le présent volume). Il est donc possible que les micro-populations qui occupent les taches d'habitat favorable, fonctionnent plus ou moins indépendamment les unes des autres, augmentant ainsi les risques d'extinction.

Certains auteurs ont évoqué d'autres causes, notamment l'impact du changement climatique, la chasse et l'augmentation de la prédatation.

Dans le Jura, DESBROSSES (1997) trouve un lien entre un succès reproducteur élevé et un climat plutôt continental (hiver enneigé et printemps sec), alors que le climat évolue vers un régime plus atlantique (hivers plus doux, printemps plus pluvieux). Cette tendance climatique est manifeste dans les Vosges : entre les deux périodes de mesure 1951–1980 et 1981–2010, la température moyenne annuelle y est passée de 5°C à 6,3°C et le nombre de jours de gel de 160 à 122 seulement¹⁹.

La Gelinotte des bois semble par ailleurs sujette à d'importantes variations inter-annuelles d'abondance, y compris dans nos régions tempérées : ces variations pourraient être corrélés aux conditions météorologiques. Dans le Jura, des pics d'abondance printaniers à périodicité de huit ans environ ont été suspectés entre 1982 et 1997 (DESBROSSES 1997). Mais les résultats des battues en ligne réalisées en été dans le même massif (voir article de MONTADERT & KLAUS dans le présent volume) ne confirment pas l'hypothèse de tels cycles réguliers, que ce soit pour l'abondance ou le succès reproducteur, qui par ailleurs ne montre pas de tendances au déclin depuis le début des années 1980 (ONCFS et GROUPE TETRAS JURA, inédit).

Concernant le possible impact de la chasse, il semble que la chasse à l'appeau²⁰ (SCHATT 1991), largement pratiquée dans le Jura (mais pas dans les Vosges), aient pu jouer un certain rôle après la guerre et jusqu'au début des années 1970²¹. Avec l'interdiction de la chasse à l'appeau en 1964 et la fermeture complète de la chasse dans le nord-est de la France depuis les années 1970 ou 1990 selon les départements, la Gelinotte n'est plus chassée en dehors de quelques prélèvements accidentels réalisés par des chasseurs de Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*). Dans ces conditions, le déclin marqué enregistré depuis les années 1980 ne peut pas lui être imputé.

Enfin, la prédatation est supposée avoir fortement augmenté, que ce soit par les rapaces comme l'Autour des palombes suite à sa protection légale que par les carnivores opportunistes que sont le Renard (*Vulpes vulpes*) et la Martre. Il est certain que l'intérêt économique représenté par les fourrures, ainsi qu'un mode de vie montagnard plutôt modeste jusqu'aux années 1960, induisaient une forte pression de piégeage, en particulier de la Martre. Aussi est-il possible que globalement ces prédateurs aient été bien moins abondants à l'époque, ce qui favorisait une plus forte présence de la Gelinotte. Cependant, avec les changements de mode de vie dès les années 1980, ces

¹⁹ Source : Météo France, 2010 ; fiches climatologiques normalisées 1981–2010.

²⁰ Il s'agit de la chasse à l'aide d'un sifflet ou appeau permettant d'imiter le chant de l'oiseau et ainsi de l'attirer à portée de tir.

²¹ Jusqu'à 60–150 individus tirés par an dans l'Ain, notamment dans les régions d'Oyonnax et de Nantua (COUTURIER 1964), encore 170 individus tirés annuellement aux alentours de Morez dans le Haut-Jura au début des années 1970 (MONTADERT, comm. pers.).

persécutions ont pratiquement pris fin et on peut penser que les densités de prédateurs se sont alors reconstituées pour se stabiliser assez rapidement au niveau actuel, alors même que les populations de Gelinotte continuaient à décliner. Aussi, même si la prédation a pu avoir une influence sur le niveau des populations de Gelinotte lors de la phase de rétablissement des effectifs de prédateurs, elle ne semble pas être à l'origine de la chute actuelle de l'espèce.

L'accroissement significatif depuis 30 ans des populations d'ongulés, au premier rang desquels figurent le Sanglier (*Sus scrofa*) et le Cerf élaphe (*Cervus elaphus*), pourrait aussi constituer un important facteur défavorable pour la Gelinotte. L'impact négatif du Sanglier est vraisemblable du fait de la prédation des nids et on peut supposer qu'à très forte densité, sa présence soit incompatible avec la présence d'oiseaux nichant au sol comme la Gelinotte. D'autant plus que le Sanglier était historiquement absent en altitude dans les Vosges, du fait de conditions climatiques difficiles, et que sa présence y a été permise dans les toutes dernières décennies par l'agrainage. Quant au Cerf, son impact pourrait être indirect par élimination du sous-étage ligneux (parfois totalement), en particulier les essences de lumière recherchées par la Gelinotte.

6 Discussion et préconisations

La situation de l'espèce dans le nord-est de la France s'avère désormais extrêmement préoccupante, elle semble menacée d'une disparition imminente. A ce jour, aucune action concrète en sa faveur n'a encore été engagée, personne n'étant réellement conscient jusqu'à ces toutes dernières années de la gravité de la situation, même parmi les naturalistes.

Cette perte serait d'autant plus dommageable qu'elle toucherait l'ultime population de la sous-espèce *T. b. rhenana* inféodée au nord-est de la France et aux régions limitrophes de Belgique, du Luxembourg et du sud-ouest de l'Allemagne.

Différents auteurs ont déjà formulé des préconisations relatives à la création ou au maintien de biotopes favorables à la Gelinotte. Pour ceux de basse altitude, on peut se référer aux recommandations du groupe de travail franco-belge qui s'est réuni en 1993 dans les Ardennes (annexe 1), ainsi qu'aux travaux de LEDANT & DEVILLERS (1991) et LEDANT (1993, 1995). Ces recommandations sont généralisables à l'ensemble des anciens biotopes à Gelinotte de basse altitude du nord-est de la France, moyennant quelques adaptations locales. Pour les biotopes de montagne, les travaux de SCHATT (1991), de MULHAUSER (2003b), MONTADERT *et al.* (1994) et COLLECTIF (2001) peuvent servir de référence (annexe 2).

7 Conclusions

La Gelinotte des bois est aujourd'hui malheureusement menacée d'une disparition imminente dans le nord-est de la France. La régression, qui s'est probablement accélérée dans les années 1960–1970, est continue et inexorable depuis les années 1930 au moins. Ces dernières années, même dans le massif vosgien, où l'on pensait l'espèce à l'abri de menaces sérieuses, son statut a connu une évolution terriblement négative. Il y a évidemment une urgence extrême à engager des actions de sauvegarde concrètes et ciblées.

Références

- BERGMANN, H.-H., KLAUS, S., MÜLLER, F., SCHERZINGER, W., SWENSON, J.-E. & J. WIESNER. 1996. *Die Haselhühner*. 4. Aufl. Magdeburg, Westarp.
- BERNARD-LAURENT, A. & Y. MAGNANI. 1994. Statut, évolution et facteurs limitant les populations de Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en France : synthèse bibliographique. *Gibier Faune sauvage* **11**, 5–40.
- BERTHELOT, D. & G. JARRY. 1994. *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France 1985–1989*. Paris, Société Ornithologique de France [Gelinotte des bois, pp. 212–215, rédacteur C. DRONNEAU].
- BLATTNER, M. 1998. Der Arealschwund des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in der Nordwestschweiz. *Ornithologische Beobachter* **95**, 11–38.
- BUFFET, N. & E. DUMONT-DAYOT. 2011. Évolution de la répartition communale du petit gibier de montagne en France. Décennie 2000–2009. *Faune Sauvage* **290** (Supplément), 1–16.
- CLABAUD, T. 1982. *Enquête de répartition de la Gelinotte des bois (Tetrastes bonasia rupestris L.) en Bourgogne, Franche-Comté et dans l'Ain*. Université de Dijon, Diplôme d'Études Approfondies, 37 pp.
- COLLECTIF 2001. *Orientations de gestion sylvicole tenant compte des milieux à tétraonidés : fiches techniques. Programme LIFE « Protection des Tétraonidés dans les forêts du Jura »*. Parc Naturel Régional du Haut Jura, 46 pp.
- COUTURIER, M. 1964. *Le gibier des montagnes françaises*. Grenoble, Arthaud. [La Gelinotte (Tetrastes bonasia rupestris Brehm), Pp. 375–420].
- DESBROSSES, R. 1985. La Gelinotte des bois en Côte d'Or. *Le Jean-le-Blanc* **24**, 47–60.
- DESBROSSES, R. 1991. *La Gelinotte des bois dans le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord. Historique, état actuel et évolution de la population*. Manuscrit, 17 pp.
- DESBROSSES, R. 1997. *Habitats et fluctuations des populations de Gelinotte des bois (Bonasa bonasia) dans l'est de la France*. Université de Dijon, Thèse de Doctorat en Sciences biologiques et fondamentales appliquées.
- DESBROSSES, R. 2010. La Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* en Côte d'Or : statut et synthèse des observations de 1983 à 1986. *Tiercelet Info* **60**, 36–40.
- DRONNEAU, C. 1981. *Enquête sur la répartition de la Gelinotte des bois Bonasa bonasia dans le nord-est de la France*. Manuscrit 11 pp., 4 cartes.
- DRONNEAU, C. 1982a. Enquête sur la répartition de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* dans le nord-est de la France. *Bulletin Mensuel de l'ONCFS* **19**, 16–26.
- DRONNEAU, C. 1982b. *L'écologie de la Gelinotte des bois (Bonasa bonasia) dans l'est de la France. Premiers résultats*. Université de Paris VI, DEA d'écologie, 46 pp.
- DRONNEAU, C. 1989. Présentation succincte de la répartition de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* dans le nord-est de la France. *Ciconia* **13**, 83–88.
- EAUX ET FORÊTS 1939. *Enquête sur les stations fréquentées par les deux coqs de bruyère et la Gelinotte dans le département du Haut-Rhin*. Colmar, MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DIRECTION GENERALE DES EAUX ET FORETS, CONSERVATION, COMMISSION DE CHASSE. Manuscrit, 16 pp.
- GÉNOT, J.-C. 1985. La Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) est-elle encore présente dans les Vosges du Nord ? *Ciconia* **9**, 154–162.

- HEIM DE BALSAC, H. 1935. Remarques sur la distribution et la biologie de la Gelinotte, *Bonasia bonasia rupestris* Brehm, dans l'est de la France. *Alauda* **7**, 227–242.
- ISSA, N. & Y. MULLER. 2015. *Atlas des oiseaux nicheurs de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. Paris, Delachaux et Niestlé. [Gelinotte des bois, pp. 192–195, rédacteur M. MONTADERT].
- KEMPF, C. & J.-J. PFEFFER. 1976. Le statut de la Gelinotte des bois *Tetrastes bonasia* dans les Vosges. *Nos Oiseaux* **33**, 324–325.
- LÉONARD, P. 1993. Quelques recommandations pratiques en faveur de la gelinotte dans le département des Ardennes. *Bulletin Mensuel de l'ONC* **183**, 8–14.
- LEDANT, J.-P. 1990. La situation de la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne et dans les régions voisines. *Aves* **27**, 159–172.
- LEDANT, J.-P. 1993. Évolutions forestières et tendances chez la Gelinotte en Ardenne belge. *Aves* **30**, 173–180.
- LEDANT, J.-P. 1995. La Gelinotte et le Noisetier en Ardenne belge. *Revue forestière française* **47**, 263–272.
- LEDANT, J.-P. & P. DEVILLERS. 1991. La Gelinotte des bois en Ardenne et dans les régions voisines. Habitats, distribution et perspectives de conservation. *Documents de travail de l'Institut Royal de Sciences Naturelles de Belgique* **65**, 93 pp.
- LPO CHAMPAGNE-ARDENNE. 2016. *Les oiseaux de Champagne-Ardenne. Nidification, migration, hivernage*. Paris, Delachaux et Niestlé.
- MAGNANI, Y., CRUVEILLE, M. H., HUBOUX, R., COLLARD, P., ROCHE, P. & P. LONGCHAMP. 1991. Entre Rhône et Rhin : Grand tétras et gelinotte. Statut territorial et évolution. *Bulletin Mensuel de l'ONC* **162**, 9–16.
- MAGNANI, Y. 1993. *La Gelinotte des bois en France. Statut territorial et évolution*. Manuscrit ONCFS, 16 pp. et annexes (dont les statuts communaux déclinés dans chaque départements).
- MONTADERT, M., DESBROSSES, R., HUBOUX, R., LEONARD, P. & A. BERNARD-LAURENT. 1994. Plan de restauration pour la gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en France. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* **11** (Hors série Tome 1), 41–62.
- MULHAUSER, B. 2003a. Vie de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* dans les forêts du haut Jura franco-suisse. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences naturelles* **126**, 15–53.
- MULHAUSER, B. 2003b. Description des structures végétales essentielles de l'habitat de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia*. L'effet patchwork. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences naturelles* **126**, 151–167.
- MULHAUSER, B., BARBEZAT, V. & J. FEGHII. 2003. La diversité des structures forestières, élément essentiel de l'habitat de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* en pâturage boisé. Cas du modèle du communal de la Sagne (canton de Neuchâtel, Suisse). *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences naturelles* **126**, 135–150.
- PFEFFER, J.-J. 2017. La sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* : un taxon en voie de disparition. *Aves* **54**, 67–80.
- ROCAMORA, G., YEATMAN-BERTHELOT, D. & J. SCHATT. 1999. *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations, tendances, menaces, conservation*. Paris. SOCIETE D'ÉTUDES ORNITHOLOGIQUES DE FRANCE/LIGUE POUR LA PROTECTION DES OISEAUX. [Gelinotte des bois, pp. 278–279, rédacteur C. DRONNEAU].

SCHATT, J. 1991. La Gelinotte des bois, biologie, éco-éthologie, mesures compensatoires. *Revue Forestière Française* **43**, 445–462.

SCHATT, J. 1995. La Gelinotte des bois dans l'Ain : densité, sex-ratio, reproduction. *Alauda* **63**, 253–271.

Annexe 1

Principes d'action en faveur de la Gelinotte des bois dans les Ardennes

(Applicables à tous les biotopes de basse altitude du nord-est de la France)

Issus des réflexions du groupe de travail franco-belge, constitué de forestiers, d'ornithologues et d'agents de l'ONCFS, qui s'est réuni les 21 et 22 avril 1993 dans les Ardennes (LÉONARD 1993). On consultera aussi avec profit les travaux de LEDANT & DEVILLERS (1991) et de LEDANT (1993, 1995).

Grands principes d'action :

1. Travailleur à la gestion des biotopes sur des unités de surface d'au moins 1.000 ha pour conserver une population suffisante d'oiseaux en un endroit donné (sur les zones de jeunes taillis résiduelles ou taillis sous-futaie). En réalité, cela implique de raisonner sur environ 2.500 ha dans le cas de biotopes en partie morcelés, en prévoyant des corridors entre les secteurs favorables.
2. Privilégier dans un premier temps les forêts domaniales et les forêts communales soumises au régime forestier de façon à disposer d'une maîtrise suffisante sur les actions à mener. Les forêts privées sont à associer dans un deuxième temps.
3. Constituer un réseau de biotopes favorables transfrontaliers (cette préconisation visait les Ardennes).

Mesures de gestion préconisées :

1. Attendre deux à trois années avant de replanter une parcelle après une coupe rase, afin de permettre l'installation naturelle de ligneux pionniers favorables à la Gelinotte, tels que Noisetier, Aubépine monogyne, bouleaux, Aulne glutineux, sorbiers, ... Cette régénération est à préserver dans une proportion suffisante lors des opérations de plantation et de dégagement.
2. Lors des coupes d'éclaircies ultérieures, préserver les espèces précitées et tous les arbustes à baies et à fruits qui se sont installés dans l'intervalle.
3. Chercher à répartir progressivement les coupes annuelles des taillis plutôt que de les effectuer sur de grandes surfaces d'un seul tenant, dans le but de créer des biotopes favorables aux adultes et aux jeunes. Dans l'idéal, un massif pourrait être divisé en séries de 40 ha (superficie qui correspond à un territoire de Gelinotte) exploitée avec une révolution de 20 ans, à raison d'une coupe annuelle de 2 ha ou d'une coupe tous les quatre ans de huit hectares (deux parcelles de quatre hectares) ou encore, d'une coupe tous les cinq ans de dix hectares (deux parcelles de cinq hectares ou trois parcelles de 3,3 ha).

4. Se servir des sols impropre au reboisement, tels que escarpements et tourbières, pour conserver des essences ligneuses favorables à l'espèce ou laisser s'implanter une régénération naturelle. Ne pas replanter systématiquement en épicéa les zones de tourbières.
5. Essayer d'éclaircir les plantations d'épicéa afin d'obtenir des peuplements plus ouverts et plus dynamiques. Ne plus planter en densités importantes, envisager favorablement la futaie irrégulière, avec régénération naturelle.
6. Éclaircir ou créer des trouées à l'intérieur des parcelles de hêtre, dans le but de favoriser les arbustes à fruits et à baies favorables à la Gelinotte (cf. plus haut). En effet, dans les hêtraies, le sous-bois est naturellement rare par manque de lumière au sol.
7. Gérer les populations de cerfs et de sangliers, afin de respectivement éviter une dégradation du milieu par abrutissement ou une destruction des couvées.

Annexe 2

Principes d'action en faveur de la Gelinotte dans le Jura

(Applicables dans les biotopes de montagne du massif vosgien)

Issus de SCHATT (1991). Cet auteur estime, en tant que forestier de métier, que dans leurs grandes lignes, ces recommandations ne sont pas contraires aux intérêts sylvicoles. On lira aussi avec intérêt la publication de MULHAUSER (2003b), de MONTADERT *et al.* (1994), ainsi que les fiches techniques des orientations de gestion sylvicole tenant compte des milieux à Tétraonidés dans le massif jurassien issues du Programme LIFE « Protection des Tétraonidés dans les forêts du Jura » (document COLLECTIF, 2001).

Préalables à connaître :

1. Une forêt « embroussaillée », avec un très bon développement de sous-étage arbustif, constitue un milieu favorable ; à contrario, une forêt « propre » et nettoyée (strate arbustive éliminée), représente un milieu défavorable.
2. La disponibilité en couverts (zones de végétation dense qui permettent à l'espèce d'être discrète) et de zones refuges en cas de danger (le plus souvent des conifères à branches basses et pendantes) sont plus importantes que l'abondance et la qualité de la nourriture.
3. La nourriture n'est prélevée que dans la strate basse (tapis herbacé, sous-arbrisseaux et arbustes feuillus à moins de 3 m de hauteur) et parfois (à certaines saisons et dans certains cas) dans la strate intermédiaire.
4. La nourriture est prélevée depuis le sol ou dans les ramures denses de feuillus, disposées plutôt horizontalement (progression plus facile pour la Gelinotte et protection contre les rapaces venant d'en haut).
5. Les perchoirs nocturnes, sont également choisis sur les branches fines du sous-étage feuillu, à l'écart des troncs (ceci leur permet de détecter l'approche éventuelle de la Martre des pins *Martes martes*, lorsque ces fines branches se mettent à bouger).

Principes d'action sylvicoles :

1. Protéger le Charme, le Noisetier, le Saule marsault (*Salix caprea*) (de façon systématique lorsqu'ils sont rares) et tous les arbustes de la fruticée, en particulier les Rosacées (*Sorbus*, *Crataegus*, *Rosa*) ; ceux proches ou intimement mêlés à des bouquets ou peuplements de résineux sont particulièrement prisés et fréquentés.
2. À l'inverse, proscrire les opérations suivantes : la pratique du « relevé de couvert » dans le sous-étage arbustif (entraîne l'élimination des brins courbés et traînans qui sont les plus attractifs et supprime la végétation servant d'abri), l'élagage dans les gaulis et les jeunes futaines de résineux (aucun impact économique dans les forêts d'altitude très peu productives ; dans les stations plus productives, éviter au moins d'élaguer les lisières et les sujets isolés) et enfin, éviter d'éliminer les feuillus d'accompagnement dans les plantations de résineux (de toute façon inutile, voire contre-productif, lorsque la plantation a atteint plus de 15 ans).
3. Lors des opérations de plantations de conifères sur de grandes surfaces, maintenir intactes les zones non productives sur le plan sylvicole ; et dans celles qui sont productives, maintenir quelques bouquets de Noisetier et d'arbustes à baies, qu'on ne recépera pas.
4. Aux plus basses altitudes, ne pas effectuer de lâchers de galliformes (notamment le Faisan de Colchide) dans les forêts à Tétraonidés afin d'éviter les problèmes épidémiologiques.
5. Interdire la chasse (encore pratiquée dans le Jura à l'époque de SCHATT).
6. Contrôler les populations de prédateurs (Martre des pins) et de chats errants dans les biotopes à Gelinotte.

Verbreitung und Bestandsentwicklung des Westlichen Haselhuhns im Nordosten Frankreichs von 1935 bis 2017

Von CHRISTIAN DRONNEAU

Aufgrund der Schwierigkeit exakter Bestandserhebungen wird der Rückgang des Westlichen Haselhuhns im Nordosten Frankreichs anhand des Vorkommens auf der Ebene der Verwaltungskreise beschrieben. Seit den 1930er-Jahren liegen fünf bis sieben methodisch vergleichbare Erfassungen vor. Diese erfassten nur die Anwesenheit oder Abwesenheit der Art bezogen auf die Kreise. In der Verwaltungsreform von 2014 wurden die Abgrenzungen dieser Kreise verändert und meistens vergrößert; die vorliegende Arbeit legt die aktuellen Landkreise zugrunde (Abb. 3.2) und kommt daher bezüglich der Präsenz des Haselhuhns zu überoptimistischen Angaben, weil die Kreisgrenzen in früheren Kartierungen kleiner waren. Der Bezugsraum besteht aus den Verwaltungseinheiten Champagne-Ardenne, Lorraine und Alsace und umfasst rund 57.400 km².

Der betrachtete Raum

Dieser Raum ist in einem – für französische Verhältnisse – eher kontinental getönten Klima insgesamt zu ungefähr 33 % bewaldet, mit einer Schwankung zwischen 20 % in den ackerbaulich genutzten Ebenen und bis zu 75 % im Mittelgebirge. Es lassen sich vier Naturräume unterscheiden (Abb. 3.1):

- Die dicht kultivierte Champagne am Rande des Pariser Beckens mit 20 % Waldanteil auf Meereshöhen von 60 bis 200 m.
- Die Zone der Hügel und Hochflächen auf 100–400 (–500) m Meereshöhe in den Ardennen und Lothringen mit 37 % Wald, hauptsächlich Eichen- und Buchenwald und Nadelforste.
- Die bis zu 1.424 m hohen Vogesen mit ihren Vegetationsstufen: Unterhalb von 500 m eine Waldbedeckung von 44 % aus Buchen-Eichenwald mit eingesprengten Nadelforsten auf der feuchteren Westseite des Gebirges, und hauptsächlich Wäldern aus Traubeneiche auf der trockeneren Ostseite, die aber bedeutsam von eingebrochenen Koniferen ersetzt wurden. Oberhalb von 500 m steigt die Waldbedeckung mit Buchen-Tannen-Wäldern auf 75 % an. Jenseits von 1.000 m gibt es mit Fichten angereicherte Buchen-Tannen- oder reine Buchen-Höhenwälder.
- Die elsässische Oberrheinebene (100–250 m) mit 25 % Waldbedeckung aus einerseits alluvialen Eichen-Eschen- oder Auwäldern und andererseits Eichen-Buchen-Wäldern auf Sandflächen, angereichert mit der Waldkiefer.

Das Haselhuhn war ursprünglich hauptsächlich in der zweiten und dritten Zone der Hügel und Mittelgebirge verbreitet.

Die Entwicklung der Bestände

Die frühe Erfassung von HEIM DE BALSAC (1935) beschrieb aufgrund seiner Kenntnis der Region und seinen Kontakten zu Vogelkundlern die ehemalige Verbreitung auf der Ebene der Départements (Abb. 3.3). Für das Département Haut-Rhin liegt eine fast gleichzeitige Kartierung der Behörden vor (EAUX ET FORÊTS 1939). Abb. 3.3 zeigt die damalige Verbreitung des Haselhuhns. Es besetzte noch die meisten lothringischen Kreise (außer teilweise in Meuse), die gesamten Vogesen und den elsässischen Jura (hier könnte bereits die Hybridzone zwischen den Unterarten *T. b. rhenana* und *T. b. styriaca* einsetzen, siehe SCHREIBER in diesem Band). In Champagne-Ardenne waren nur die Ardennen und im Südosten die Hochfläche von Langres in Haute-Marne besetzt, etwa bis zu den Flüssen Marne und Vingeanne. In den lothringischen Argonnen an der Maas kam das Haselhuhn nur möglicherweise vor. Die Erhebung der EAUX ET FORÊTS (1939) für Haut-Rhin nennt Standorte an der Ausmündung des Tals der Doller aus den Vogesen, und in den Wäldern bei Aspach, Soppe und Mortzwiller, die als neu besiedelt galten, sowie im elsässischen Jura. Außerhalb unseres Bezugsraums nennt HEIM DE BALSAC (loc. cit.) auch Vorkommen in Côte d'Or, Haute-Saône und im nördlichen Département Jura. Damals setzte sich das Verbreitungsareal noch kontinuierlich von Nordostfrankreich bis in den Jura fort, über die Tiefländer von Côte d'Or, Haute-Saône et Doubs. Das galt auch noch bis in die Zeit von COUTURIER (1964). Dadurch wurde ein direkter Kontakt von Populationen der Unterarten *T. b. rhenana*, der mutmaßlichen Hybridpopulation im Jura zwischen *rhenana* und *styriaca*, und der alpinen Form *T. b. styriaca* in Regionen mittlerer Meereshöhe möglich. Nach dem Aussterben dieser Vorkommen kann diese Frage heute allenfalls noch anhand von – noch aufzuspürenden – historischen Museumsbälgen erforscht

werden. Einzelne Vorkommen zwischen den Vogesen und dem Jura hielten sich länger (CLABAUT 1982, BERTHELOT & JARRY 1994, DESBROSSES 1985, 2010, Umfragen des ONCFS). Bemerkenswert ist der Nachweis von 1985 aus den Auwäldern der Saône bei Talmay in Côte d'Or (Meereshöhe 190–200 m); hier bewohnten Haselhühner einen Mittelwald aus Erlen, Eschen und Ulmen sowie Eichen-Hainbuchen-Wald mit reichem Unterholz, wo die Haselnuss einen Deckungsgrad von bis zu 25 % erreichte (DESBROSSES, loc. cit.).

COUTURIER (1964) erfasste das Haselhuhn auf der Ebene der Kommunen für ganz Frankreich, und zwar aufgrund von Umfragen unter Jägern, Forstbeamten und Naturkundlern (Abb. 3.4). Die Angaben für Meuse und die Argonnen werden bestätigt, doch hat sich das Haselhuhn bis auf das Areal östlich von Metz aus den nördlichen zwei Dritteln von Lothringen zurückgezogen. Auch Teile der Vogesen begannen geräumt zu werden, aber im Sundgau wird bei Altkirch und Danne-marie ein Vorkommen angegeben.

Die nächste Erfassung erfolgte durch DRONNEAU (1981, 1982a) hauptsächlich für die Periode 1975–1980 mit Hilfe von Fragebögen an 374 Experten, von denen 300 antworteten (Abb. 3.5, 3.6). Demnach setzte sich der Rückgang in Lothringen fort, bis auf einzelne verbleibende Überhälter bei Beaulieu (Argonne) und im Nodosten von Metz (Forêt du Comté/Forêt de Villers-Befey), sowie punktuell im Süden von Meuse und Meurthe-et-Moselle. Die Ardennen sind noch weiträumig besetzt, ebenso überlebt die Art im Südosten von Haute-Marne und vereinzelt im Gebiet dazwischen. Der westlichste Standort ist das Camp Militaire de Suippes bei Grateuil in Marne. Auf der elsässischen Seite der Vogesen werden kleinräumig sogar Arealausweiterungen berichtet. Insgesamt werden nur noch Mittelgebirge bewohnt, außer dem Gebiet um Suippes und Aspach im Haut-Rhin; jedoch scheint das Vorkommen im Jura Alsaciens erloschen zu sein. Ein wahrscheinlich erratisches Individuum wurde im Juli 1978 nordöstlich von Épernay (Montagne de Reims) gemeldet, in Avenay Val d'Or, weit westlich außerhalb des regulären Vorkommens (C. RIOLS, pers. Mitt.).

Die ONCFS kartierte 1991 und 1992 erneut das Artvorkommen in ganz Frankreich (MAGNANI 1993). Nunmehr ist im Nordosten das Areal sehr stark geschrumpft (Abb. 3.7): Die Art überdauert noch in 27 Gemeinden der Ardennen (und bei Thiérache im Département Aisne ein wenig über den Bezugsraum hinausragend) und im westlichen Département Vosges. Ihre Hochburg hat sie nunmehr im Massiv der Vogesen. Allerdings datiert die letzte Beobachtung aus den Nordvogesen von 1985 (GENOT 1985, DESBROSSES 1991), wenn auch noch 2007 eine Haselhuhn Feder dort in einem Uhuhorst gefunden wurde (LPO ALSACE). Seit dem Jahr 1989 wird der Jura Alsaciens wiederbesiedelt (LPO ALSACE, loc. cit.), wahrscheinlich vom benachbarten Schweizer Jura ausgehend (daher wahrscheinlich von der Hybridpopulation der Unterarten *T. b. styriaca* und *T. b. rhenana*).

ONCFS (Periode 2000–2009), LPO FRANCE (2009–2012) und ONF (2010–2017) kartierten im neuen Jahrtausend noch einmal, und ihre Erhebungen erbringen sehr ähnliche Befunde. Aus Gründen der Vergleichbarkeit der Methodik wird hier die Studie der ONCFS bevorzugt dargestellt. Das Areal ist weiter zurückgegangen (Abb. 3.8, 3.9): In den Ardennen überlebt das Haselhuhn nur noch sporadisch, die Vorkommen im Département Aisne und bei Metz sind erloschen. In den Vogesen zog sich die Art inzwischen in die höheren Lagen zurück. Einige Vögel überdauern im Jura Alsaciens (gemäß LPO ALSACE, im Gegensatz zu den Befunden der regionalen Studie). Auch die Erhebung der ONF belegt lediglich wenige Überlebende in den Ardennen, besonders auf dem Plateau von Hargnies und im Massif des Pothées (LPO CHAMPAGNE-ARDENNE 2016). Versprengte

Revierpaare bewohnen zudem die Argonne Lorraine (Beaulieu) und den Südosten von Haute-Marne. Auch diese Studie belegt die letzte überlebensfähige Population für die zentralen Vogesen.

Der drastische Rückgang des Haselhuhns setzte schon 1935 ein, zunächst im Norden und Westen des Bezugsraums. Zwischen 1964 und 1992 hatte die Art bereits 90 % der Tiefländer und 40–55 % der Mittelgebirge geräumt (MAGNANI 1993). 1976 lebten in den Vogesen noch 260–330 Revierpaare (KEMPF & PFEFFER 1976), 2016 nur noch 20–50 Paare (J.-J. PFEFFER, B. MATHIEU, A. LAURENT, pers. Mitt.), 2018 wurden nur noch sieben besetzte Territorien gezählt (J.-J. PFEFFER, pers. Mitt.). In ganz Frankreich wurden 1990–2000 noch 2.000–10.000 Paare geschätzt (BERNARD-LAURENT & MAGNANI 1994, ROCAMORA *et al.* 1999, DUBOIS *et al.* 2008), zuletzt noch 6.000–8.000 hauptsächlich in Jura und Alpes, also die Unterart *T. b. styriaca* (M. MONTADERT in ISSA & MULLER 2015).

Gründe für die negative Entwicklung des Status

Ein Spezifikum der Unterart *T. b. rhenana* ist die Besiedlung reiner Laubwälder, wogegen *T. b. styriaca* höher gelegene Mischwälder mit Nadelbeimischung oder Nadelholz bewohnt (die von *T. b. rhenana* ebenfalls genutzt werden können). Im Militärgelände von Suippes wird auch ein Mischwald aus Waldkiefer und Birke bewohnt. Bevorzugt werden durchweg zehn bis zwanzig Jahre alte Dickungen von Jungwuchs. In den Höhenlagen werden lichte Misch- oder Nadelbestände genutzt, solange das Unterholz genügend dicht ist, auf armen Böden sogar Kiefernbestände, solange der Unterwuchs aus Laubholz ausreicht. Die Besiedlungsdichten sind nicht gut bekannt, dürften aber 0,5–5 Revierpaare pro 100 Hektar erreichen. Spezielle Dichteangaben für einzelne Standorte werden im Einzelnen detailliert.

In den niederen Lagen beruht der Rückgang vor allem auf der Aufgabe von Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung, bedingt durch die geringere Nachfrage nach Brennholz. Nicht mehr regelmäßig genutzte Bestände wachsen dann durch und verlieren ihre Eignung für das Haselhuhn, oder sie werden durch lukrativere Nadelforste ersetzt. Weitere Faktoren sind der (heute verbotene) Fallenfang in den Ardennen, der Verbiss von Jungwuchs durch übermäßig häufiges Schalenwild, die Konkurrenz mit ausgesetzten Jagdfasanen, der Einsatz von Pestiziden im Wald und die Prädatation durch Marder, Dachs, Habicht und verwilderte Katzen. Dagegen spielte die Jagd in Nordostfrankreich kaum eine negative Rolle.

In den Hochlagen der Vogesen sind die Rückgangsursachen wenig geklärt, die sich vor allem seit ungefähr 1980 massiv bemerkbar machten. Zumal das Haselhuhn die Hochlagen über 1.000 m Höhe des Jura-Gebirges trotz einem Rückgang seit 1965–1970 immer noch gut besiedelt. SCHATT (1991) machte auch im Gebirge die moderne Waldbewirtschaftung für den Rückgang verantwortlich, vor allem das systematische Entfernen von Unterholz in Nadelholzforsten. Diese Praxis schwächte sich aber seit 2000 nach Ausbleiben einschlägiger Subventionierung ab. M. MONTADERT (pers. Mitt.) erklärt die frappanten Unterschiede im Status des Haselhuhns der Vogesen und des Jura mit dem regional unterschiedlichen Angebot an Biotopen: Im Kalkgebirge des Jura bilden sich einerseits vom Menschen beseitigte Habitatstrukturen schneller und besser wieder aus als auf den kalkarmen Böden der Vogesen, wo menschliche Eingriffe länger nachwirken. Andererseits dürften die eher im Plenterbetrieb bewirtschafteten Wälder des Jura dem Haselhuhn besser entgegenkommen als die schlagweise Hochwaldwirtschaft der Vogesen. Es bleibt aber festzuhalten,

dass das Haselhuhn in den tieferen Lagen des Jura, haupsächlich aber in den Vogesen auch Wälder geräumt hat, die sich in den letzten 40 Jahren wenig veränderten, z. B. die Hochlagen zwischen Lac Blanc und Col de la Schlucht, wo in optimalen Biotopen bis zu 5 Paare auf 100 Hektar gezählt worden waren (DRONNEAU 1982b). Vergleichbares wurde auch im Jura beobachtet (SCHATT 1995). Eine Erklärung für die Räumung auch scheinbar geeigneter Wälder könnte die stärkere Fragmentierung der Biotope sein, denn während die Hochlagen des hohen Jura noch großflächig zusammenhängende Lebensräume bieten, sind die geeigneten Flächen in den Vogesen zersplittet und bieten nur noch isolierten Kleinbeständen eine Heimat. Solche Mikropopulationen dürften sich weitgehend eigenständig voneinander entwickeln und ohne Möglichkeit zum Austausch einem erhöhten Aussterberisiko unterliegen. Auch Jagddruck, überstarke Prädation durch Beutegreifer und Klimawandel könnten einen Beitrag zum Aussterben geleistet haben. Für den Jura ermittelte DESBROSSES (1997) eine erhöhte Reproduktion in Jahren mit kontinental getöntem Klima (schneereiche Winter, trockenes Frühjahr) gegenüber eher atlantisch getönter Witterung (milde Winter, verregneter Frühling). In den Vogesen zeigt ein Vergleich der Perioden 1951–1980 und 1981–2010 dieselbe Tendenz, als nämlich die mittlere Jahrestemperatur von 5 °C auf 6,3 °C in der zweiten Jahresperiode anstieg und parallel die Zahl der Frosttage von 160 auf 122 abnahm. Auch Abundanzzyklen des Haselhuhns korrelieren mit klimatischen Einflüssen, wobei die Häufigkeit im Jura in einem achtjährigen Rhythmus zu schwanken scheint. Allerdings korrelieren die Streckenergebnisse von Treibjagden im Jura nicht mit diesen erschlossenen Zyklen.

Zumindest im lokalen Maßstab nahm seit den 1960er-Jahren im Jura die Jagd mit der Lockpfeife und mit Vorstehhunden zu (SCHATT 1991) und bewirkte einen örtlichen Rückgang (SCHATT 1995, DESBROSSES 1997). Diese Jagdmethoden findet man jedoch nicht im Nordosten Frankreichs, wo das Haselhuhn ganzjährig geschont ist (von gewisser Wilderei abgesehen). Im Jura führt man Krankheiten von ausgesetzten Jagdfasanen aus Zuchten an, für welche Raufußhühner empfindlich seine können (SCHATT 1991). Aber auch dieses Risiko trifft für die Hochvogesen nicht zu.

Der seit seiner Unterschutzstellung häufiger gewordene Habicht sowie anpassungsfähige Prädatoren wie Rotfuchs und Baummarder könnten einen immer stärkeren Druck auf das Haselhuhn ausüben. Besonders vor 1960 war der Fallenfang gerade auf den Baummarder wegen seines Pelzwerks ein wesentlicher Faktor. Der weitgehende Wegfall der Fallenstellerei dürfte zur Zunahme der Raubsäuger geführt haben. Trotzdem werden Beutegreifer den katastrophalen Rückgang des Haselhuhns in der Region nicht gänzlich erklären können. Allerdings nahmen in den letzten drei Jahrzehnten auch große Huftiere wie vor allem das Wildschwein und der Rothirsch bedeutsam zu. Wildschweine als Nesträuber für alle Bodenbrüter fehlten früher aus klimatischen Gründen in den Hochlagen der Vogesen, eroberten diese aber infolge der Klimaveränderungen. Der Rothirsch wiederum mag dem Haselhuhn durch den Verbiß des Jungwuchses und Unterholzes schaden, speziell von Weichhölzern.

Jedenfalls steht *T. b. rhenana* in Nordostfrankreich kurz vor dem Erlöschen. Dieser besorgnis-erregende Status ist deshalb besonders problematisch, weil Vorkommen dieser Unterart im benachbarten Ausland seit Jahren kaum oder gar nicht mehr belegt sind, und somit das Taxon als solches zu erlöschen droht. Schutzmaßnahmen sind daher dringend.

Einige Empfehlungen für den Artenschutz

Mehrere Empfehlungen zu einer Artenschutzpraxis liegen vor. Eine französisch-belgische Arbeitsgruppe traf sich am 21.04.93 – 22.04.93 in den Ardennen und arbeitete ein Artenhilfskonzept aus. Demnach sollten biotopenkende Maßnahmen auf Mindestflächen von 1.000 Hektar oder, im Fall von fragmentierter Waldfläche, von 2.500 Hektar umgesetzt werden. Dabei sind Wälder in öffentlichem Besitz zu bevorzugen, und die Vernetzung nach Belgien ist anzustreben. Nach Kahlschlägen sind zwei- bis dreijährige Brachephasen ohne Wiederaufforstung einzuhalten, damit für das Haselhuhn wichtige Nahrungspflanzen wie Haselnuss, Weißdorn, Birke, Erle oder Vogelbeere spontan aufkommen können. Bei späteren Pflegehieben sind diese Arten sowie Beeren tragende Sträucher zu schonen. Die Nutzungshiebe sollten jahrweise verteilt jeweils kleine Parzellen betreffen, an Stelle von großflächigen Hieben, so dass sich ein kleinräumiges Habitatmosaik einstellt. Idealerweise wird ein Wald in Nutzungsparzellen von jeweils 40 Hektar eingeteilt, entsprechend dem Lebensraum eines Revierpaars, und in dieser Parzelle jedes Jahr etwa zwei Hektar abgetrieben, das Gesamtgebiet also einem 20-jährigen Nutzungszyklus unterworfen. Alternativ könnten alle vier Jahre jeweils acht Hektar gerodet werden, oder alle fünf Jahre zehn Hektar. Für den Waldbau unproduktive Standorte sollten ganz für Nahrungspflanzen des Haselhuhns reserviert werden, und Moorböden nicht mit Fichten aufgeforstet werden. Fichtendickungen sollten nicht zu dicht gepflanzt bzw. später aufgelichtet werden. Auch in Reinbeständen der Buche können lichtreiche Standorte hineingepflegt werden, wo sich attraktive Futterpflanzen ansiedeln. Die Dichte von Rothirsch und Wildschein sollte nicht zu stark ansteigen.

Auch die Arbeit von LEDANT & DEVILLERS (1991) betrifft Artenschutz in den Tiefflagen.

Für die Gebirgsbiotope haben SCHATT (1991), MULHAUSER (2003b), MONTADERT *et al.* (1994) und COLLECTIF (2001) Empfehlungen erstellt, die ebenfalls auf die Förderung von Nahrungsgehölzen, geschützten Einständen in dichtem Unterwuchs und Reservierung von für den Waldbau unproduktiven Standorten für das Haselhuhn abzielen. Zudem wird abgeraten, in der Nähe von Biotopen des Haselhuhns Jagdfasane auszusetzen, und es sollten die Beutegreifer kontrolliert und (im Jura noch erlaubt) die Bejagung des Haselhuhns eingestellt werden.

4

Le statut récent de la Gelinotte des bois en Belgique : une espèce-fantôme ou un joyau encore à sauver ?

JEAN-YVES PAQUET – Département Études NATAGORA, Namur, Belgique

PHILIPPE RYELANDT, Jamioulx, Belgique

Abstract

The status of hazel grouse in Belgium: a phantom or a gem which can still be saved?

By J.-Y. PAQUET and P. RYELANDT. – The current status of the critically endangered Western hazel grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Belgium is revised, using the data in the main ornithological database in Wallonia (the only Belgian region where the species is present). Records of the species are now becoming very scarce in Belgium (only eleven records in the period 2011–2017, compared to 55 between 2001 and 2010, and 82 between 1991 and 2000). All recent data are resulting from short field observation only (eight cases) or supposed audition (three cases) by single observers. No tangible evidence (feather, dropping, photograph, sound recording) is available. The eleven most recent records are spread across several forest patches in different parts of the historical species range. We conclude that the continued presence of the Western hazel grouse can no longer be ascertained in Belgium. In any case, priority sites for conservation activities cannot be identified based on these last records. Due to the elevated risk of, and high negative incidence, of false-positive detection, any new record should be checked and confirmed by experts rapidly. Only tangible evidence should be finally retained as records to establish the current status of the species.

1 Introduction

La Belgique, située à la limite occidentale de la vaste aire de répartition de la Gelinotte des bois *Tetrastes bonasia*, constitue l'un des quatre seuls pays où la sous-espèce *rhenana* est présente (PFEFFER 2017 ; voyez les autres articles de ce volume). L'appartenance exclusive des gelinottes des bois présentes en Belgique à la sous-espèce *T. b. rhenana* a été démontrée par plusieurs taxonomistes à partir de l'examen des individus en collection (VERHEYEN 1941, VERHEYEN 1950, BAUER 1960, GLUTZ *et al.* 1973). Cette sous-espèce vit dans les forêts de basse ou moyenne altitude à dominance feuillue, alors que les autres populations sont plutôt liées aux forêts boréales ou

montagnardes dominées par les conifères (LEDANT & DEVILLERS 1991). En Belgique, la Gelinotte des bois n'occupe historiquement que les régions de Wallonie présentant un couvert forestier étendu, au sud de la région géologique dite du Condroz : dépression de Fagne-Famenne, Ardenne et Lorraine belge.

Depuis plusieurs dizaines d'années, l'état de conservation de la Gelinotte en Belgique préoccupe les spécialistes de l'espèce. Le caractère original de cette population et son déclin marqué depuis le début du 20^{ème} siècle identifient la Gelinotte des bois comme une priorité pour la conservation de la nature en Wallonie (LEDANT 1990). L'espèce est considérée comme en « danger critique d'extinction » sur la Liste Rouge des espèces menacées de Wallonie, sur la base de la petite taille de la population reproductrice et de l'absence d'immigration plausible venant des régions voisines (PAQUET & JACOB 2010). Pourtant, les relevés de terrain menés entre 2001–2007 pour l'Atlas des Oiseaux Nicheurs de Wallonie donnaient une image inquiétante sans être alarmiste du statut de l'oiseau, avec une estimation de 48 à 140 territoires et une aire de répartition ne s'étant que peu réduite (-18 %) par rapport à l'enquête de terrain similaire réalisée trente ans plus tôt, entre 1973 et 1977 (SIEUX 2010). Les Zones de Protection Spéciale (en application de la « directive oiseaux » de l'UNION EUROPÉENNE) désignées en 2002 comme accueillant encore la Gelinotte des bois, couvrent plus de 84.000 ha, soit près de 40 % du réseau Natura 2000 wallon et 15 % des forêts. À part des adaptations locales des aménagements forestiers dans certains de ces massifs (SIEUX & DELVINGT 1997), aucun plan de conservation global de l'espèce n'a été adopté jusqu'ici en Wallonie.

Les causes du déclin à long terme de la Gelinotte en Belgique reposent sur l'évolution de son habitat (LEDANT & DEVILLERS 1991). Ce gallinacé recherche à la fois les jeunes stades et les stades sénescents de la forêt, caractérisés par un sous-bois dense et varié lui offrant notamment une protection contre ses prédateurs naturels. Dans l'aire de *T. b. rhenana*, ce milieu est principalement offert par la pratique séculaire du taillis, consistant à recéper des jeunes feuillus pour produire du bois de chauffage (LEDANT 1993). Une des évolutions les plus marquantes de la forêt wallonne ces 100 dernières années est précisément la désuétude du taillis et du taillis-sous-futaie. Alors qu'ils dominaient largement à la fin du 19^{ème} siècle, ces deux traitements forestiers ne concernent plus qu'à peine 15 % des peuplements de nos jours, et sont remplacés par de la futaie haute. Dans cette futaie, le volume du bois sur pied ne cesse d'être capitalisé, avec un accroissement de 32 millions de mètres cubes en 2011 par rapport au début des années 1980 (LECOMTE 2017). La Wallonie abrite aussi d'importantes populations d'ongulés en augmentation constante depuis les années 1980 : doublement de la densité du Cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et du Chevreuil européen (*Capreolus capreolus*), triplement pour le Sanglier d'Europe (*Sus scrofa*) (DIRECTION DE L'ÉTAT ENVIRONNEMENTAL 2017). Cette augmentation s'explique par une combinaison de facteurs naturels (notamment les conditions climatiques plus favorables) et anthropique (notamment le nourrissage artificiel et les autres pratiques cynégétiques). Ce niveau de population élevé des ongulés diminue la densité de la végétation du sous-bois et affecte ainsi les espèces qui en dépendent, comme cela a été montré pour certains oiseaux en Grande-Bretagne (NEWSON *et al.* 2012), sans compter le risque accru de prédation des nids placés au sol par les sangliers. La futaie dense et sombre, à sous-bois clair, constitue donc de nos jours l'aspect dominant, voire exclusif dans certaines régions, de la forêt wallonne : ces conditions sont tout à fait défavorables au maintien de la Gelinotte (LEDANT & DEVILLERS 1991).

Dans le présent article, nous tentons de dresser le statut le plus récent possible de l'espèce en Wallonie (donc en Belgique), en nous basant sur les données centralisées par AVES, la principale association ornithologique en Wallonie. L'examen des données récentes laisse penser que la situation actuelle (2011–2017) est bien plus critique que ce que l'Atlas des Oiseaux nicheurs laissait entendre il y a une dizaine d'années. Il est possible que le statut de l'espèce se soit récemment aggravé, car les facteurs défavorables sont toujours présents. Nous en venons aussi à penser que la supposition de la persistance de l'espèce dans certains massifs forestiers, liées à des observations isolées, non répétées et non associées à la découverte de preuve de présence tangible, a conduit à une sous-estimation de la gravité de la situation de la Gelinotte depuis au moins le début du 21^{ème} siècle.

2 Méthode

2.1 La Wallonie et ses forêts

La Wallonie s'étend sur plus de 16.000 km² au sud de la Belgique, entre la France au sud-ouest, le Luxembourg et l'Allemagne à l'est. La densité de la population humaine y est relativement élevée (204 habitants au km²) mais la région se caractérise par un gradient important entre le nord, plus densément peuplé et dominé par l'agriculture industrielle, et le sud où la forêt couvre plus de 50 % de la surface, notamment sur la vaste écorégion appelée Ardenne belge, haut plateau culminant à près de 700 m entaillé de vallées profondes (JACOB 2010). La forêt en Wallonie couvre 33 % du territoire, soit plus de 550.000 ha, une surface en légère augmentation comparée aux années 1980 (LECOMTE 2017). Un peu plus de la moitié de cette surface est couverte par des peuplements semi-naturels de feuillus (principalement des hêtraies et des chênaies). Non indigènes, plusieurs essences de conifères (principalement l'Épicéa commun) ont été plantées massivement depuis le 19^{ème} siècle et ces plantations résineuses comptent actuellement pour 44 % de la surface des forêts. La forêt wallonne se caractérise par une quasi-absence de forêt mélangée feuillus-résineux en pied par pied.

2.2 Origine des données de Gelinotte des bois

En Wallonie et à Bruxelles, les deux régions majoritairement francophones en Belgique, « AVES » est la principale association ornithologique, active depuis plus de soixante ans (maintenant intégrée au partenaire BIRD LIFE local, l'association NATAGORA). Depuis 1966, AVES gère une banque de donnée structurée qui rassemble toutes les données d'observations ornithologiques communiquées par des milliers d'observateurs bénévoles (PAQUET *et al.* 2013). Le volume de données a considérablement augmenté ces dernières années grâce à la croissance du nombre d'observateurs et à l'émergence de portails de gestion des données en ligne. Le portail « Observations.be » (géré par NATAGORA, NATUURPUNT et la fondation OBSERVATION INTERNATIONAL) rassemble ainsi annuellement plus de 500.000 données d'observations ornithologiques pour la seule région de Wallonie. La précision géographique des localisations est aussi nettement améliorée grâce à la facilité offerte par les GPS et les Smartphones. Une validation dite « de première ligne » des données d'espèces rares (comme la Gelinotte des bois) est menée par une équipe de

spécialistes ; cette validation consiste essentiellement à demander à l'observateur de détailler un maximum son observation en précisant ce qu'il a réellement observé, afin de s'assurer que les sources possibles de confusion ont été prises en compte, et si possible, de joindre une photographie ou un enregistrement sonore. L'expérience antérieure de l'observateur par rapport à l'espèce est aussi demandée. Les données pour lesquelles l'observateur est incertain quant à l'identification de la Gelinotte ont été éliminées d'office dans la présente analyse. Nous n'avons pas comptabilisé non plus les mentions vagues, sans précision de date ou de lieu, rapportées oralement par certains observateurs, de type « l'observation de la Gelinotte est rare mais régulière dans tel massif que je fréquente assidument ». La plupart des observateurs récents de la Gelinotte en Belgique ont également été recontactés directement pour obtenir un maximum de détails sur leur observation.

Entre 2001–2007, un travail extensif de terrain a été mené dans le cadre de la réalisation d'un atlas des oiseaux nicheurs (JACOB *et al.* 2010). Dans un processus de validation des données, un des auteurs, C. DEHEM, a interviewé personnellement la plupart des collaborateurs afin d'obtenir un maximum de précisions sur la localisation des espèces les plus rares et aussi de diminuer le risque d'erreur d'identification pour certaines espèces.

Pour les données antérieures, nous nous sommes également basés sur l'important travail de compilation des données de LEDANT & DEVILLERS (1991). Les cartes publiées dans ce rapport, montrant la localisation approximative de toutes les données connues de Gelinotte des bois que les auteurs ont pu rassembler de diverses sources depuis le début du 20^{ème} siècle, ont été digitalisées avec le software ArcGis 10.5.

3 Résultat : états des lieux des données de Gelinotte des bois en Wallonie

Le nombre de mentions présentes dans la banque de données ornithologiques d'AVES (incluant les données de l'atlas des oiseaux nicheurs 2001 –2007) par décennie évolue comme suit : 87 données entre 1971 et 1980 ; 99 entre 1981 et 1990, 82 entre 1991 et 2000, 55 entre 2001 et 2010 (dont 45 résultant de l'enquête Atlas 2001–2007) et seulement onze après 2010. Sur ces onze mentions les plus récentes, toutes transmises par des observateurs différents, huit concernent une observation furtive d'un oiseau levé dans le sous-bois (dont trois par des observateurs ayant une expérience antérieure de l'espèce dans d'autres pays d'Europe). Trois contacts concernent une audition sans observation visuelle de l'oiseau ; deux obtenus par des observateurs ayant déjà entendu l'espèce ailleurs en Europe et un autre où l'observateur déclare que ce qu'il a entendu est similaire avec les enregistrements de Gelinotte des bois disponibles sur la banque de données audio en ligne « xeno-canto.org ». Ces onze données récentes sont le fait d'observateurs se trouvant apparemment seuls sur le terrain au moment de l'observation. Trois d'entre-elles ont eu lieu dans des localités où aucune autre observation n'est signalée depuis 2010. Un massif forestier fait l'objet d'une double observation, à un an d'intervalle, par des observateurs différents. Enfin, deux massifs forestiers font l'objet d'un trio de données, par des observateurs différents là-aussi.

La répartition géographique des données de Gelinotte des bois en Wallonie selon les époques est illustrée par les trois cartes de la Figure 4.1.

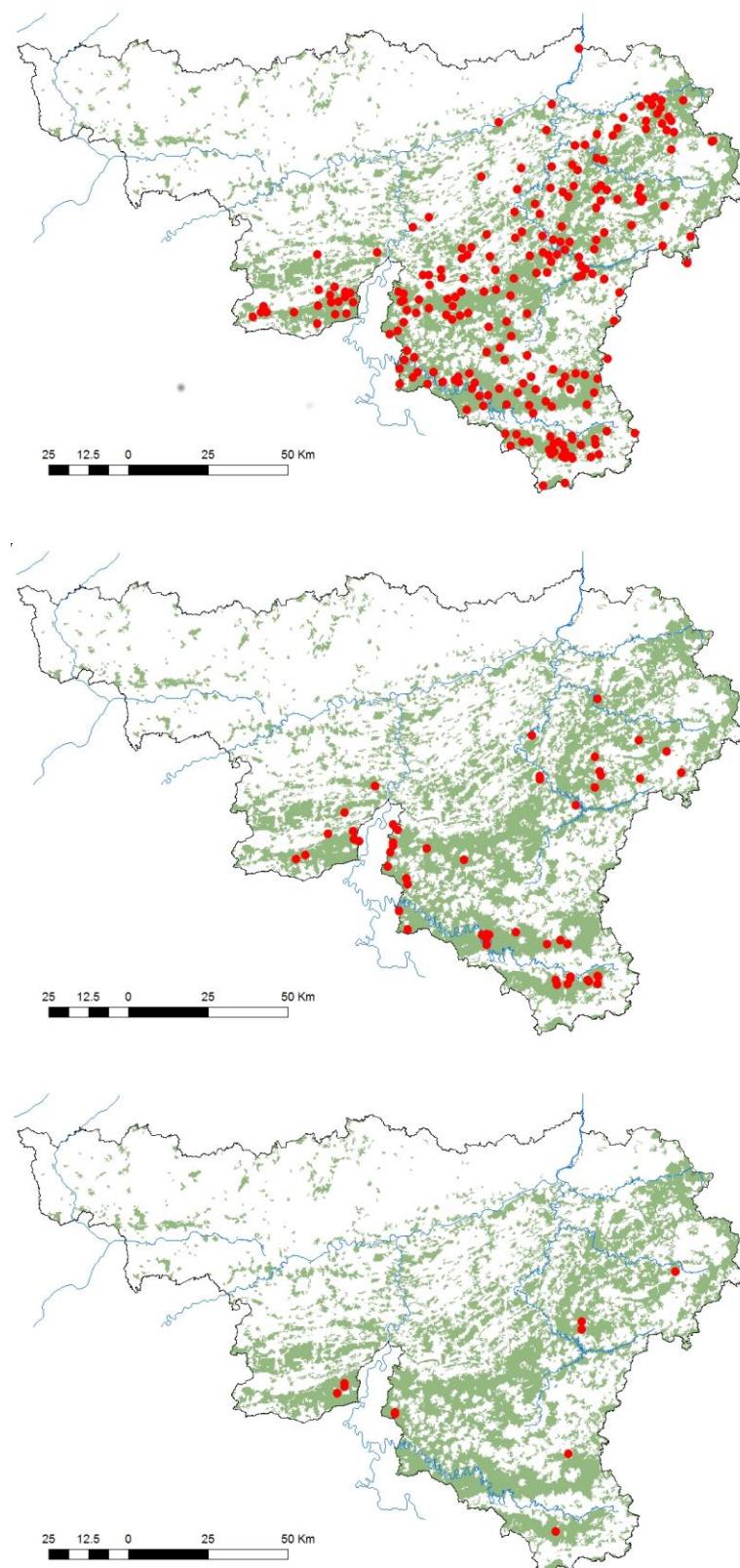


Fig. 4.1 Répartition géographique des observations de Gelinotte des bois en Wallonie. Les massifs forestiers figurent en vert pâle, les principales rivières en bleu. **4.1a.** Observations au 20^{ème} siècle. **4.1b.** Observations entre 2001 et 2010. **4.1c.** Observations depuis 2011 (source : LEDANT & DEVILLERS, 1991 et banque de données AVES).

Abb. 4.1 Nachweise des Haselhuhns in Wallonien. Die Waldgebiete erscheinen blass grün, die Flüsse blau. **4.1a.** Beobachtungen aus dem 20. Jahrhundert. **4.1b.** Beobachtungen zwischen 2001 und 2010. **4.1c.** Beobachtungen seit 2011 (Quelle: LEDANT & DEVILLERS 1991 und Datenbank von AVES).

La première présentant l'ensemble des données du 20^{ème} siècle montre l'aire de répartition historique de l'espèce en Wallonie, autour de tous les principaux massifs forestiers. Les deux autres témoignent de la régression de l'espèce mais indiquent que, même au cours de la période 2011–2017, au moins six massifs forestiers différents, séparés de plus de 100 km, seraient encore occupés. Les données récentes se situent toutes dans l'aire historique de l'espèce.

La dernière mention d'une preuve de reproduction (femelle suivie de poussins levée fin mai dans la région de Couvin) remonte à 2005. Les dernières mentions de la découverte de fientes attribuées à cette espèce remontent à 1997 (Jenneret et Fays-les-Venneurs). Le dernier signalement d'un emplacement de bain de poussière avec des plumes attribuées à l'espèce remonte à 1998 (Porcheresse). Nous ne disposons d'aucune photographie et d'aucun enregistrement du chant de l'espèce en Wallonie. Des recherches menées par T. DEWITTE pour trouver des exemplaires locaux naturalisés en Entre-Sambre-et-Meuse, région située à l'extrême occidentale de l'aire, autrefois bien occupée par l'espèce, a mené à la découverte de deux exemplaires (Fig. 4.2).



Fig. 4.2 Deux exemplaires naturalisés de Gelinotte des bois, une femelle à gauche et un mâle à droite, tués à la chasse en 1953 à Brûly de Pesche et retrouvés dans un restaurant de la région (Photos : T. DEWITTE).

Abb. 4.2 Zwei Dermoplastiken des Westlichen Haselhuhns, links eine Henne und rechts ein Hahn, erlegt im Jahr 1953 auf der Jagd bei Brûly de Pesche und ausgestellt in einem Restaurant (Fotos: T. DEWITTE).

4 Discussion

Le statut récent de la Gelinotte des bois en Wallonie s'est encore dégradé depuis la dernière enquête Atlas, où l'espèce était déjà pourtant évaluée comme « en danger critique d'extinction ». Au vu de l'ensemble des données disponibles, à l'image de ce qui vient d'être conclu récemment pour le Grand-Duché de Luxembourg (HANDSCHUH 2018), nous pensons que la gravité du déclin de la Gelinotte pourrait avoir été sous-estimée depuis au moins le début du 21^{ème} siècle. Il semble en fait peu probable qu'une population reproductrice persiste en Belgique et il se pourrait que l'espèce ait d'ores et déjà disparu à l'état sauvage en Belgique. Ce constat choquant, signifiant la perte d'un élément de notre avifaune pourtant déjà reconnu comme priorité de conservation dès les années 1990, pourrait être remis en cause à l'aide d'au moins quatre arguments couramment évoqués dans le contexte de la Gelinotte des bois :

L'espèce est sous-déTECTée, passe très facilement inaperçue, et peut échapper même à des recherches spécifiques, surtout à basse densité.

Les prospections ornithologiques dans les forêts wallonnes ont fortement diminué après 2008 et la fin de l'enquête « atlas » qui avait mobilisé un grand nombre d'observateurs partout dans la région.

De nombreux massifs hébergent en fait encore l'espèce, où elle est connue des observateurs locaux, mais les données ne sont pas transmises à l'association ornithologique AVES, notamment parce que les forestiers et les naturalistes craignaient la pénétration massive d'ornithologues ou de photographes animaliers avides d'observer cette espèce mythique.

Malgré les trois premiers arguments, des données récentes sont issues de plusieurs massifs bien répartis dans l'aire originelle, suggérant par-là que l'espèce pourrait encore être relativement répandue.

En ce qui concerne le premier argument, en effet, la Gelinotte, qualifiée d'espèce cryptique dans les guides d'inventaires de biodiversité (DELAHAYE *et al.* 2004, HANDSCHUH 2018), est un oiseau discret, souvent silencieux, recherchant le couvert des plus denses taillis. Cependant, ce n'est pas un fantôme, et les observateurs expérimentés ou bien formés à la recherche du volatile finissent généralement par obtenir des preuves tangibles de sa présence sous la forme de fientes, de plumes, d'observations de bain de poussière, d'observations prolongées et répétées, voire de photographies ou d'enregistrements du chant (MÜLLER *et al.* 2009, MULHAUSER & ZIMMERMANN 2014, HANDSCHUH 2018). Il est remarquable que la dernière mention de crottes de Gelinotte en Wallonie remonte à vingt ans maintenant (sans prélèvement qui permettrait une identification sans ambiguïté par analyse génétique) et que la dernière photographie de l'espèce en Wallonie date d'encore bien plus longtemps, semble-t-il. Malgré un large appel à la communauté des photographes, il n'a pas été possible de trouver un seul cliché de l'oiseau pris en Wallonie pour illustrer l'atlas des oiseaux nicheurs publié en 2010. Fig. 4.2 montre deux Gelinottes empaillées.

Concernant la diminution supposée de la pression d'observation (argument n°2), il faut souligner que, si l'enquête atlas s'est caractérisée par une couverture territoriale quasi complète et un effort de terrain remarquable (JACOB *et al.* 2010), les prospections se faisaient tout azimut et ne concernaient pas spécifiquement la Gelinotte. Plusieurs ornithologues ou groupes d'ornithologues ont recherché la Gelinotte d'une manière spécifique ces dernières années : dans les forêts du sud de l'Entre-Sambre-et-Meuse, des dizaines d'heures de prospection cumulées ont été consacrées à l'espèce depuis 2010 (D. DE GROTE in litt.) ; dans les Hautes-Fagnes, une recherche a été menée sur les derniers sites connus en 2014 (P. GHETTE, in litt.) ; dans la vallée de la Semois, suite à une donnée non documentée, quatre ornithologues expérimentés ont consacré deux jours de prospections en 2012 (J. Y. PAQUET, obs. pers.). Depuis 2006, des inventaires systématiques visant les espèces d'oiseaux Natura 2000 ont lieu par trois ornithologues professionnels dans l'ensemble des sites Natura 2000 de Wallonie (PAQUET *et al.* 2017a). En plus de ces prospections menées par des ornithologues attentifs à l'espèce, l'activité ornithologique « de loisir » est probablement en augmentation et surtout les données qui en résultent sont beaucoup mieux captées qu'avant grâce aux portails de saisie en ligne. Ainsi, au sein des 230.000 ha du réseau Natura 2000 wallon (où se situent les principaux habitats potentiels pour la Gelinotte), entre 2010 et 2015, plus de 76.000 visites menées par plus de 3.400 observateurs amateurs différents ont été enregistrées (PAQUET *et*

al. 2017b). L'utilisation de pièges caméras pour l'observation de la faune, en particulier en forêt, s'est aussi largement répandue pendant cette période mais, à notre connaissance, cette pratique n'a donné lieu à aucune découverte fortuite de Gelinotte. Bien entendu, cela ne veut pas dire que celle-ci n'aurait pas pu passer inaperçue, mais l'idée que la diminution du nombre de données obtenues entre 2011 et 2017 comparé à la décennie précédente soit due à un manque de prospection ne semble pas tenir la route.

Au caractère cryptique de l'espèce vient s'ajouter le culte du secret qui l'entoure. Les rumeurs sur sa présence continuent dans les massifs où elle était autrefois observée sont persistantes, de même que les observations de deuxième ou troisième main. Ces données prennent généralement la forme suivante : « tel naturaliste/forestier ne souhaite pas rendre public ses observations mais observe régulièrement l'espèce dans tel massif » (argument n°3). Généralement, le naturaliste en question est réputé bien connaître l'espèce mais les données ne sont le plus souvent pas associées à une date précise ou à une description claire. Dans l'état actuel d'extrême rareté de l'espèce, ce type d'information ne peut pas être pris en compte pour juger du statut de la Gelinotte. Plus grave, nous pensons que ces rumeurs de présence de l'espèce ont directement contribué à accentuer la sous-estimation de la situation réelle de l'espèce. Le maintien du secret autour de nombreuses observations récentes a par ailleurs peut-être empêché l'identification des derniers massifs où l'espèce était réellement encore présente, en inhibant les possibilités d'observations multiples par des observateurs différents ou la découverte de preuves tangibles. Toute proportion gardée, ce culte du secret rappelle le phénomène qui a entouré la (très discutée) « redécouverte » du Pic à bec d'ivoire (*Campephilus principalis*) en 2005 en Arkansas (FITZPATRICK *et al.* 2005). L'information a été tenue secrète pendant près d'un an, de crainte que des hordes d'ornithologues amateurs ne déferlent dans les forêts concernées. Cette course à l'observation n'a pas eu lieu : finalement, le U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE s'est au contraire résolu à lancer des appels à collaboration pour motiver les observateurs à rechercher cette espèce évasive (JACKSON 2006). Les difficultés et les nombreuses journées de déceptions inhérentes à la recherche d'une espèce très difficile à observer dans son milieu naturel démotivent d'emblée la majorité des observateurs. Le risque de pénétration massive des forêts est généralement limité.

Enfin, les observations de la Gelinotte des bois en Wallonie des quinze dernières années suggèrent une présence encore largement répandue dans une grande partie de l'Ardenne (argument n°4). Lorsqu'une espèce se rapproche du seuil de l'extinction, comme le Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) ou le Tétras-lyre (*Tetrao tetrix*) en Wallonie, on observe généralement des disparitions locales dans une grande partie de l'aire et un retrait de l'espèce vers ses derniers habitats optimaux (JACOB *et al.* 2010). Ce n'est pas ce que semblent indiquer les dernières observations de Gelinotte, sporadiques dans une grande partie de l'aire originelle de l'espèce. La persistance à basse densité de la Gelinotte dans plusieurs massifs suggère peut-être que la situation n'est pas critique. Or, se baser sur de simples observations non vérifiables d'une espèce discrète pour estimer son aire résiduelle peut conduire à une surestimation de la surface réellement occupée : c'est ce qui est arrivé avec le Pékan (*Martes pennanti*), ou Martre pêcheuse, dans l'Ouest américain (MCKELVEY *et al.* 2008). Les données anecdotiques non vérifiées indiquaient une large présence dans presque toute la Californie, alors que la recherche systématique de preuves tangibles a ensuite conclu à une aire de présence beaucoup plus réduite. Cette erreur a retardé la prise de mesure de conservation nécessaire d'au moins une décennie (MCKELVEY *et al.* 2008).

Plus une espèce devient rare, plus le risque de cas de « faux positif » dans sa détection augmente et plus l'incidence négative de ceux-ci augmente (MCKELVEY *et al.* 2008). La Gelinotte des bois, dans une zone de présence où elle devient si rare, est particulièrement sujette à ce risque. De nombreux observateurs la pensent encore présente dans les massifs historiquement occupés ou dans les milieux forestiers dont la structure s'assimile à l'habitat décrit dans la littérature. Comme l'expliquent MCKELVEY *et al.* (2008), notre capacité à donner du poids à une observation visuelle dépend autant de la préconception que l'on a de sa réalité que de sa crédibilité intrinsèque : un unique témoignage oculaire, dans un procès de justice, est très souvent admis comme une preuve capitale, alors qu'une multitude d'observateurs ne pourraient convaincre un jury de l'existence du monstre du Loch Ness.

La Gelinotte, levée dans le sous-bois et observée quelques secondes par un seul observateur surpris par le départ de l'oiseau, peut être facilement confondue avec plusieurs autres espèces forestières communes en Wallonie : un pigeon (*Columba spec.*), la Grive draine (*Turdus viscivorus*) et surtout la Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*) (HANDSCHUH 2018). Cette dernière constitue un véritable piège car elle peut être observée fréquemment dans des circonstances et dans des habitats où il est très facile de faire la confusion avec la Gelinotte. Le chant de la Gelinotte peut, quant à lui, être confondu avec les vocalisations de plusieurs espèces dont les roitelets *Regulus spp.*, les mésanges en particuliers les mésanges boréale (*Poecile montanus*) et nonnette (*P. palustris*), ainsi que par d'autres cris d'alarme (HANDSCHUH 2018).

Précisons que nous ne remettons absolument pas en cause la bonne foi et l'expérience des observateurs ayant récemment signalé des Gelinottes des bois en Wallonie. Ces témoignages sont précieux et il n'est pas question ici de mettre en doute individuellement ces observations. Simplement, la présente analyse et la comparaison avec les régions voisines visent à démontrer que la nature de ces données ne suffit plus à offrir la garantie qu'il existe une réelle population de Gelinotte dans les forêts concernées. Nous pensons qu'il est nécessaire d'instaurer une procédure stricte de validation de chaque donnée potentielle, à l'instar de ce qui se pratique pour les observations de Loup (*Canis lupus*), cas inverse d'une espèce cryptique en expansion (SERVICE PUBLIC DE WALLONIE 2018). Pour cette espèce, les observations sont révisées par un groupe d'experts et seules les données présentant suffisamment d'éléments de certitude sont attribuées au loup.

5 Conclusions

La sous-espèce de Gelinotte des bois présente en Belgique, *T. b. rhenana*, est en danger critique d'extinction globale (PFEFFER 2017 ; autres articles de ce volume). Il est donc essentiel de suivre de très près sa situation en Wallonie. Ce suivi est compliqué par le caractère cryptique et furtif de l'espèce et le « culte du secret » qui l'entoure. Les données récentes laissent supposer une situation très critique, voire d'ores et déjà une disparition en tant qu'oiseau nicheur en Wallonie. Nous sommes donc sans doute en présence du taxon le plus globalement menacé de toute l'avifaune belge.

Au vu de l'extrême rareté de ce taxon et de la difficulté à établir sa présence, une collaboration avec les experts des trois autres pays de l'aire de cette sous-espèce (Luxembourg, Allemagne, France) est nécessaire. Les observateurs et le public fréquentant la forêt (chasseurs, forestiers), en

particulier les derniers massifs ayant conduit à des observations répétées (de part et d'autre de la vallée de la Meuse, forêts de Viroinval et de la Croix-Scaille), devraient être sensibilisés à l'urgence de communiquer leurs informations précises, de manière à ce qu'une mention puisse être suivie de recherches de preuve, éventuellement par les experts cités plus haut. À l'instar de ce que propose HANDSCHUH (2018) pour le Luxembourg, une observation de Gelinotte des bois en Wallonie ne devrait attribuée avec certitude à cette espèce qu'à une des conditions suivantes :

- Découverte de plumes ou de fientes collectées sur le terrain.
- Photographie ou vidéo examinée par un expert de l'espèce.
- Capture d'un oiseau vivant ou découverte d'un cadavre par chance.

Précisons qu'il est fondamental que les observateurs continuent à communiquer leurs observations (idéalement directement à un des auteurs de cet article ou via les portails de saisie en ligne) même si elles ne remplissent pas les conditions strictes énoncées ci-dessus : les observations incertaines ou de seconde main valent aussi la peine d'être renseignées en tant que telles.

En ce qui concerne les actions de conservation à mener en Wallonie, même si la situation semble désespérée, une cartographie des habitats potentiels relictuels devrait être menée d'urgence, en particulier dans les massifs évoqués ci-dessus (Viroinval, Croix-Scaille...), afin d'orienter des recherches ciblées et une gestion appropriée. Plus largement, la situation critique de la Gelinotte de l'Ouest, qui est le seul taxon en « danger critique d'extinction » au niveau mondial parmi l'aviationne de notre pays, doit aussi nous faire réfléchir à long terme sur la question de la naturalité de nos forêts, sur la nécessité d'installer de grande réserve intégrale et sur la gestion des populations de grands ongulés.

Remerciements

Nous tenons à remercier chaleureusement tous les observateurs ayant communiqué, transmis ou détaillé les observations citées ici, mais aussi ceux qui ont, ces dernières années, consacré de nombreuses heures à une recherche de terrain souvent ingrate dans les forêts wallonnes, en particulier M. ABTS, D. BOTTELDOORN, S. CARBONELLE, A. DE BROYER, D DE GROOTE, S. DE SAEGER, T. DEWITTE, R. DUJARDIN, E. GRAITSON, Y. MAHAUX, T. MARIAGE, C. REBUFFAT, O. ROBERFROID, J.-S. ROUSSEAU-PIOT, V. SONON et F. VANHOVE. Merci aux organisateurs du symposium “An elusive gem facing extinction, conservation breeding as the silver bullet for the survival of the hazel grouse subspecies *rhenana*?”, tenu à Bad Dürkheim le 2 et 3 décembre 2017. Les premières versions de cet article ont bénéficié des suggestions critiques et constructives de THIERRY DEWITTE, JÉRÉMY SIMAR, ARND SCHREIBER et ANNE WEISERBS. Cet article a été rédigé dans le cadre des suivis des populations d'oiseaux en Wallonie, réalisés en collaboration et avec les financements du SERVICE PUBLIC DE WALLONIE (SPW-DGO3-DGARNE). Nous remercions les différents responsables de l'administration qui ont toujours soutenu ces suivis.

Références

- BAUER, K. 1960. Variabilität und Rassengliederung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia*) in Mitteleuropa. *Bonner Zoologische Beiträge* **11**, 1–18.
- DELAHAYE, L., JACOB, J.-P., KEULEN, C., LAUDELOUT, A. & J. Y. PAQUET. 2004. *Fiches méthodologiques spécifiques pour l'estimation des populations d'oiseaux nicheurs visés par la directive 79/409 en Région Wallonne*. Gembloux, Facultés des Sciences Agronomiques, Unité de Gestion des Ressources Forestières et des Milieux Naturels.
- DIRECTION DE L'ÉTAT ENVIRONNEMENTAL. 2017. *Rapport sur l'état de l'environnement wallon 2017*. Jambes (Belgique), Service Public de Wallonie, Direction Générale des Ressources naturelles, de l'Agriculture et de l'Environnement.
- FITZPATRICK, J. W., LAMMERTINK, M., LUNEAU, M. D., GALLAGHER, T. W., HARRISON, B. R., SPARLING, G. M., ROSENBERG, K. V., ROHRBAUGH, R. W., SWARTHOUT, E. C. H., WREGE, P. H., SWARTHOUT, S. B., DANTZKER, M. S., CHARIF, R. A., BARKSDALE, T. R., REMSEN, J. V., SIMON, S. D. & D. ZOLLNER. 2005. Ivory-billed Woodpecker *Campephilus principalis* persists in continental North America. *Science* **308**, 1460–1462.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K. & E. BEZZEL. 1973. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes*. Frankfurt am Main, Akademische Verlagsgesellschaft.
- HANDSCHUH, M. 2018. *Search for a relict population of the globally threatened Western hazel grouse Tetrastes bonasia rhenana in Luxembourg*. Kockelscheuer, Project executive report to NATUR & ÉMWELT a.s.b.l.
- JACKSON, J. A. 2006. Ivory-billed Woodpecker (*Campephilus principalis*): Hope, and the interfaces of science, conservation, and politics. *The Auk* **123**, 1–15.
- JACOB, J.-P. 2010. La Wallonie. Repères géographiques. Pp. 14–35 in JACOB, J.-P., DEHEM, C., BURNEL, A., DAMBIERMONT, J.-L., FASOL, M., KINET, T., VAN DER ELST, D. & J. Y. PAQUET (Éditeurs). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001–2007*. Gembloux, AVES et Région wallonne (Série « Faune - Flore - Habitats » **5**).
- JACOB, J.-P., DEHEM, C., BURNEL, A., DAMBIERMONT, J. L., FASOL, M., KINET, T., VAN DER ELST, D. & J. Y. PAQUET. 2010. *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001–2007*. Gembloux, AVES et la Région Wallonne (Série « Faune - Flore – Habitats » **5**).
- LECOMTE, H. 2017. La forêt wallonne en quelques chiffres. Pp. 37–46 in BLEROT, P., HEYNINCK, C., BUSSENS, M., GÉRARD, E. & D. MARCHAL (Éds). *Le grand livre de la forêt*. Namur, Forêt Wallonne a.s.b.l.
- LEDANT, J.-P. 1990. La situation de la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne et dans les régions voisines. *Aves* **27**, 159–172.
- LEDANT, J.-P. 1993. Évolutions forestières et tendances chez la Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne. *Aves* **30**, 173–180.
- LEDANT, J.-P. & P. DEVILLERS. 1991. *La gélinotte des bois en Ardenne et dans les régions voisines. Habitats, distribution et perspectives de conservation*. Bruxelles, Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Document de Travail.
- MCKELVEY, K. S., AUBRY, K. B. & M. K. SCHWARTZ. 2008. Using anecdotal occurrence data for rare or elusive species: The illusion of reality and a call for evidentiary standards. *BioScience* **58**, 549–555.
- MULHAUSER, B. & J. L. ZIMMERMANN. 2014. Contribution de la bioacoustique au monitoring à long terme d'une population de Gelinottes des bois *Tetrastes bonasia*. *Aves* **51**, 65–85.

- MÜLLER, D., SCHRÖDER, B. & J. MÜLLER. 2009. Modelling habitat selection of the cryptic hazel grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *Journal of Ornithology* **150**, 717–732.
- NEWSON, S. E., JOHNSTON, A., RENWICK, A. R., BAILLIE, S. R. & R. J. FULLER. 2012. Modelling large-scale relationships between changes in woodland deer and bird populations. *Journal of Applied Ecology* **49**, 278–286.
- PAQUET, J.-Y. & J.-P. JACOB. 2010. Liste Rouge 2010 des Oiseaux Nicheurs. Pp. 80–95 in JACOB, J.-P., DEHEM, C., BURNEL, A., DAMBIERMONT, J.-L., FASOL, M., KINET, T., VAN DER ELST, D. & J. Y. PAQUET. (Éditeurs). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001–2007*. Gembloux, AVES et Région wallonne (Série « Faune - Flore – Habitats » **5**).
- PAQUET, J.-Y., KINET, T., DE SLOOVER, M., DEROUAUX, A. & J.-P. JACOB. 2013. La banque de données ornithologiques « courantes » d'Aves : 50 ans de collecte d'observations de terrain. *Aves* **50**, 9–19.
- PAQUET, J.-Y., DEROUAUX, A., DE BROYER, A., DUJARDIN, R., LEIRENS, V., JACOB, J.-P. & J. SIMAR. 2017a. Espèces Natura 2000 en Wallonie : quels effets pour les populations d'oiseaux nicheurs depuis la désignation des sites ? *Aves* **54**, 97–122.
- PAQUET, J. Y., DEROUAUX, A., DUJARDIN, R., LEIRENS, V. & J. SIMAR. 2017. Site-level Bird Monitoring: are bird-recording web portals delivering? A case study with Natura 2000 sites in Wallonia (Belgium). *Bird Census News* **30**, 3–11.
- PFEFFER, J.-J. 2017. La sous-espèce *rhenana* de la gelinotte des bois *Bonasa bonasia*: un taxon en voie de disparition. *Aves* **54**, 59–72.
- SERVICE PUBLIC DE WALLONIE. 2018. La biodiversité en Wallonie : Le Loup. Accédé en 2018 par l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/fr/loup.html?IDC=6097>.
- SIEUX, J.-S. & W. DELVINGT. 1997. La Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne occidentale : habitat, mesures de conservation et intégration dans un plan d'aménagement forestier. *Aves* **34**, 185–194.
- SIEUX, J. 2010. Gelinotte des bois, *Bonasa bonasia*. Pp. 138–139 in JACOB, J.-P., DEHEM, C., BURNEL, A., DAMBIERMONT, J.-L., FASOL, M., KINET, T., VAN DER ELST, D. & J. Y. PAQUET (Éds). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001–2007*. Gembloux, AVES et Région wallonne (Série « Faune - Flore – Habitats » **5**).
- VERHEYEN, R. 1941. Études des formes géographiques de la faune ornithologique belge. *Bulletin du Musée Royale d'Histoire Naturelle de Belgique* **17**, 1–12.
- VERHEYEN, R. 1950. *Les columbidés et les gallinacés*. Bruxelles, Patrimoine de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique.

Der aktuelle Status des Haselhuhns in Belgien: Phantomart oder ein Naturjuwel, das noch gerettet werden kann?

Von JEAN-YVES PAQUET und PHILIPPE RYELANDT

Belgien liegt am Westrand des Verbreitungsareals des Haselhuhns und ist einer von nur vier Staaten, welche die Unterart *Tetrastes bonasia rhenana* beherbergen. Auch historisch wurde lediglich die waldreiche Region Wallonien besiedelt, etwa die Niederung von Fagne-Famenne, Ardenne und Lorraine belge. Seit Jahrzehnten sorgen sich Spezialisten um den Fortbestand dieses seit mindestens einem Jahrhundert rückläufigen Vogels (Abb. 4.1). Die wallonische Rote Liste führt das Haselhuhn in der Kategorie „vom Aussterben bedroht“. Trotzdem erbrachte die letzte Erfassung der Brutvögel Walloniens, die auf Erhebungen aus den Jahren 2001–2007 beruht, mit 48 bis 140 geschätzten Revierpaaren ein noch einigermaßen beruhigendes Ergebnis. Dieser Bestand wäre mit -18 % gegenüber einer 30 Jahre älteren Schätzung für 1973–1977 nur wenig zurückgegangen.

Dieser Beitrag schildert den aktuellen Status des Haselhuhns in Wallonien (und damit in ganz Belgien) aufgrund der Datensammlung der wichtigsten vogelkundlichen Vereinigung in der Region, AVES (innerhalb der Assoziation NATAGORA).

Die Anzahl der Nachweise in der Datenbank von AVES, inklusive der Angaben für den Brutvogelatlas 2001–2007, entwickelte sich über die letzten Jahrzehnte rückläufig: 87 Nachweise zwischen 1971 und 1980, 99 zwischen 1981 und 1990, 82 zwischen 1991 und 2000, 55 zwischen 2001 und 2010 (davon 45 im Rahmen der Erhebungen für den Brutvogelatlas 2001–2007), und nur noch elf nach dem Jahr 2010. Diese elf jüngsten Nachweise seit 2010 stammten durchweg von unterschiedlichen Meldern. Acht Meldungen waren lediglich flüchtige Sichtungen im Unterholz (drei davon von Meldern, die die Art schon aus anderen Ländern kannten). Drei weitere betrafen eine Lautäußerung ohne Sichtnachweis: Zwei von diesen von Meldern, denen die Stimme des Haselhuhns aus anderen Ländern bekannt war, und einer von einem Melder, der sich auf das digitale Vogelstimmenarchiv „xeno-canto.org“ berief. Alle elf rezenten Nachweise seit 2010 stammten von Beobachtern, die die Art allein und ohne Zeugen wahrgenommen hatten. Drei davon betreffen Standorte ohne weitere Nachweise seit 2010, aber in einem Waldstrück wurde von verschiedenen Beobachtern zweimal mit einem Jahr Abstand gemeldet. Für weitere zwei Waldstücke wurden sogar drei Meldungen von unterschiedlichen Beobachtern abgesetzt.

Der jüngste Brutnachweis in Form einer führenden Henne mit Küken stammt von 2005, der letzte Losungsfund von 1997 (zwei Standorte). Zuletzt im Jahr 1998 wurde ein Staubbad mit herumliegenden Federn gemeldet. Keine einzige Meldung enthält ein Foto oder eine Tonaufnahme aus Wallonien (Abb. 4.2 zeigt Fotos von Dermoplastiken aus Belgien).

Alle Meldungen betreffen das bekannte historische Vorkommensgebiet der Art, und die letzten zehn Nachweise konzentrieren sich auf sechs Waldgebiete in einen Raum von 100 km Durchmesser.

Demnach verschlechterte sich der Status des Haselhuhns in Wallonien seit der Erfassung für das Atlasprojekt weiter, wobei bereits damals eine Einstufung als „vom Aussterben bedroht“

vorgenommen worden war. Wir schließen daraus, dass die Gefährdung der Art mindestens seit Beginn des 21. Jahrhunderts unterschätzt wird, und vielleicht ist sie in Belgien sogar bereits ausgestorben. Dieser ernüchternden Schlussfolgerung für eine prioritäre Art des belgischen Naturschutzes mögen Manche vielleicht nicht zustimmen, und zwar aus vier Gründen: Erstens könnte man einwenden, das Haselhuhn lebe äußerst zurückgezogen, vor allem wenn es in geringer Dichte vorkommt. Dem ist zu entgegnen, dass selbst Reliktbestände bei zielgerichteter Nachsuche von Spezialisten durchaus gefunden werden können. Der letzte „harte Beleg“ durch einen Losungsfund liegt aber bereits 20 Jahre zurück und ein Freilandfoto der Art fehlt vollständig. Zweitens könne man eine seit Abschluss des Atlasprojekts nachlassende Suchintensität ins Feld führen. Allerdings haben einige interessierte Vogelkundler niemals aufgehört, in vielversprechenden Revieren zu suchen, und die Chancen für Zufallsmeldungen haben aufgrund der neuen Meldeportale im Internet eher zugenommen. Drittens mag man von gezielt verschwiegenen Nachweisen ausgehen, um das Herbeiströmen von Vogelkundlern als Raritätenjäger in die letzten Reviere zu vermeiden, sollte irgendwo ein Haselhuhn gemeldet werden. Solche Geheimniskrämerei würde die Klärung der Bestands situation verhindern, andererseits würden nur gerüchteweise weitergegebene Beobachtungen zu „falsch-positiven“ Angaben führen, besonders aufgrund von Verwechslungen des Haselhuhns mit der Waldschnepfe. Viertens lässt die weite räumliche Verteilung der jüngsten Meldungen das Reliktareal eigentlich als noch recht ausgedehnt erscheinen. Allerdings zeigt die Erfahrung mit anderen kryptischen Arten in aller Welt, dass die unkritische Akzeptanz von nicht überprüften und unbestätigten, angeblichen Sichtungen regelmäßig dazu führt, dass die Bestände und Restareale überschätzt und entsprechend Schutzmaßnahmen nicht rechtzeitig eingeleitet werden.

Angesichts der preären Seltenheit des Haselhuhns in Wallonien und der Schwierigkeit seiner Erfassung sind alle Beobachter dringend zu sensibilisieren, ihre Meldungen sofort und präzise abzugeben, damit sie von erfahrenen Fachleuten vor Ort überprüft werden können. Als bestätigt kann eine Beobachtung nur unter folgenden Voraussetzungen gelten:

- Beleg durch Mauserfedern oder Losung am Fundort.
- Belegfoto oder -video, das durch einen Fachmann geprüft wurde.
- Fang eines Vogels oder Leichenfund.

Auch wenn derzeit die Lage kaum hoffnungsvoll für ein Überleben der Art in Belgien erscheint, wäre eine Kartierung der verbleibenden Habitate dringend in Angriff zu nehmen, besonders in den wahrscheinlichsten Überlebensgebieten (u. a. Viroinval, Croix-Scaille), um gezielte Nachsuchen und eventuellen Biotopschutz zu ermöglichen. Im weiteren Kontext sollte das Schicksal des Westlichen Haselhuhns Anlass sein, kritisch über die Naturnähe unserer Wälder nachzudenken, ein Totalreservat ausreichender Größe für naturnahen Wald einzurichten und die Bestände des Schalenwildes zu regulieren.

5

Das Westliche Haselhuhn in Luxemburg: Bestand, Gefährdung und Schutz

CLAUDINE FELTEN – NATUR & ÖMWELT, Kockelscheuer

MIKIS BASTIAN, Beaufort

Western hazel grouse in Luxembourg: Status, threats and protection. By C. FELTEN and M. BASTIAN. – Once a relatively common bird in the forested areas of northern Luxembourg, the hazel grouse (*Tetrastes bonasia rhenana*) has undergone drastic population declines since the beginning of the 20th century. Initially the bird benefitted from traditional woodland coppicing practices, which provided it with ideal habitat conditions, consisting of dense, structurally rich and low oak woodlands. The abandonment of this traditional and formerly widespread land use caused considerable habitat deterioration and fragmentation, which in turn resulted in the decline of hazel grouse. The few remaining birds in isolated and small populations may have further suffered from high predation pressure and unnaturally high densities of wild boar, although the importance of these factors remain largely unknown. Despite the well documented decline of the species, the designation of species-specific protection areas and the development of a species action plan with targeted protection measures, few actions have been implemented over the years. With the most recent monitoring results indicating that the hazel grouse may indeed have become extinct as a breeding bird in Luxembourg, future efforts will have to focus on captive breeding programs to guarantee the species's long-term survival.

Die Haselhuhnpopulation in Luxemburg gehört der Unterart *Tetrastes bonasia rhenana* an (u. a. SCHREIBER im Druck), die in den französischen und belgischen Ardennen, dem Luxemburger „Eislék“ (Ösling), deutschen Anteilen des Rheinischen Schiefergebirges und den Vogesen vorkommt (PFEFFER 2017).

1 Schutzstatus

Als Anhang-I-Art der europäischen Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG) ist die Art auch auf nationaler Ebene geschützt. Die Umsetzung in nationales Recht erfolgte durch das Naturschutzgesetz von 2004. Zu ihrem besonderen Schutz gemäß der Richtlinie wurden unter dem Programm

Natura 2000 drei Schutzgebiete (SPA) mit einer Gesamtfläche von rund 120 km² ausgewiesen (Abb. 5.1), das letzte davon, Kiischpelt, erst 2015, nachdem es bereits 2009 von BIRDLIFE INTERNATIONAL als Important Bird Area (IBA) anerkannt worden war (BIVER 2010). Ein Aktionsplan für den Schutz des Haselhuhns wurde 2009 erstellt (BIVER & FELTEN 2009). Im aktuellen nationalen Naturschutzplan für 2017–2021 schließlich wurde die Art erneut als prioritär eingestuft, die Umsetzung des Aktionsplanes soll vorrangig betrieben werden.

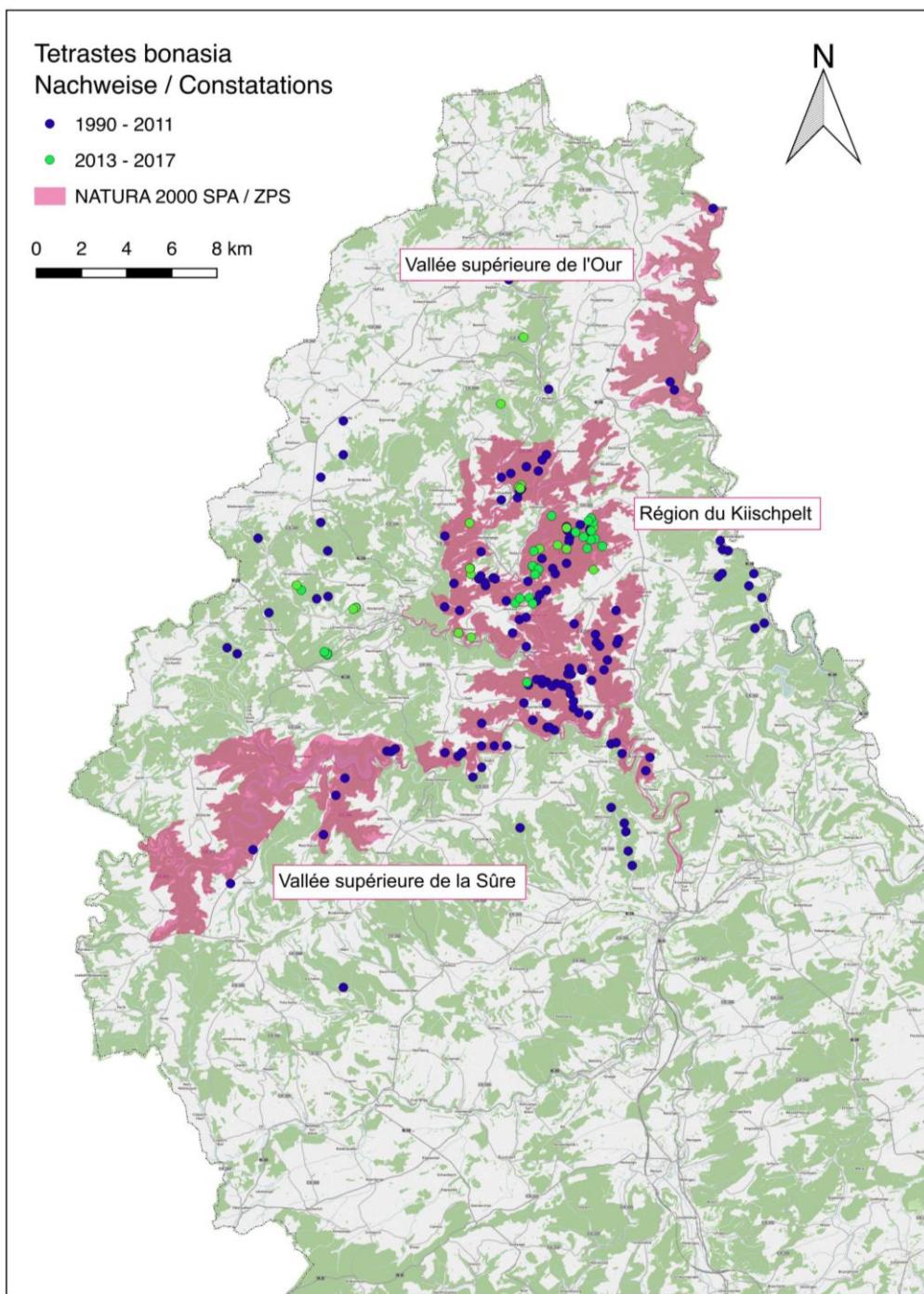


Abb. 5.1 Nachweise des Haselhuhns in Luxemburg von 1990 bis 2017. Kartenerstellung: NATUR & ŒMWELT aufgrund einer Grundkarte der staatlichen Verwaltung von Luxemburg.

Fig. 5.1 Observations de Gelinotte des bois au Luxembourg entre 1990 et 2017. Cartographie compilée par NATUR & ŒMWELT sur le fond topographique du gouvernement du Luxembourg.

2 Bestandsentwicklung

Aufgrund der heimlichen Lebensweise des Haselhuhnes ist der Bestand schwierig zu erfassen (KAISER *et al.* 2003), insbesondere bei einer niedrigen Populationsdichte wie in Luxemburg. Dennoch steht fest, dass die Art spätestens seit Beginn des 20. Jahrhunderts zurückgeht (LEDANT & DEVILLERS 1991, BIVER & FELTEN 2009). DE LA FONTAINE (1866) beschrieb das Haselhuhn für 1866 als eine in ganz Luxemburg häufige Art mit dem Verbreitungsschwerpunkt im Ösling, besonders an den bewaldeten Hängen der Täler von Sauer und Our. MORBACH (1967) führte an, dass die Art um 1900 noch in allen Wäldern Luxemburgs vorkam. Die Jagdstrecken von 1900 bis 1939 gaben für das Jahr 1912 noch 498 erlegte Individuen an, bevor zwischen 1916 und 1921 ein starker Rückgang verzeichnet wurde (FABER 1987). Auch FERRANT (1926) beschreibt einen Rückgang des Haselhuhns, an welchem weder das Verbot des Schlingenstellens im Vogelschutzgesetz von 1928 noch der gesetzliche Schutz des Haselhuhnes ab 1946 etwas änderten. Seit Anfang der 1940er-Jahre wurde die Art nur noch im Ösling verzeichnet (MORBACH 1967). HULTEN & WASSENICH (1961) schätzten die Population im Jahr 1960 auf nur noch 20 Brutpaare. Die in der Datenbank der CENTRALE ORNITHOLOGIQUE von NATUR & ÉMWELT (ehemals LËTZEBUERGER NATUR- A VULLESCHUTZLIGA LNVL) gesammelten Nachweise belegen ab den 1960er-Jahren die Verbreitung in den bewaldeten Gebieten des mittleren Ösling (MELCHIOR *et al.* 1987). Auf der Grundlage einer Umfrage unter Jagdpächtern, Waldarbeitern und Förstern schätzte FABER (1987) den dortigen Bestand auf mindestens 60 Brutpaare. Die von SCHMIDT (SCHMIDT & HEIDT 1997) zwischen 1990 und 1994 durchgeführten Begehungen erbrachten 102 Nachweise. SCHMIDT & HEIDT (1997) nennen das aktuelle Natura 2000-Gebiet Kiischpelt als Verbreitungsschwerpunkt. Seit Mitte der 1990er-Jahre ist die Zahl der gemeldeten Beobachtungen stark rückläufig, was jedoch auch darauf zurückzuführen ist, dass ab dieser Zeitperiode bis 2013 kein konsequentes Monitoring durchgeführt wurde. Die Meldungen aus dieser Periode sind lediglich mehr oder weniger zuverlässige Zufallsbeobachtungen. Die Bestandsdaten, welche Luxemburg im Rahmen des Reporting (nach Artikel 12 der Europäischen Vogelschutzzdirektive) basierend auf diesen Meldungen für das Haselhuhn für den Zeitraum 2008–2012 angibt, schätzen die Gesamtpopulation auf 30–50 Brutpaare. In der Roten Liste von 2015 wurde das Haselhuhn als „stark gefährdet“ eingestuft (LORGÉ *et al.* 2015). Diese Einstufung basierte hauptsächlich auf indirekten Nachweisen und Beobachtungen des systematischen Monitorings, welches im Zuge der Umsetzung des Aktionsplanes für das Haselhuhn und als Vorbereitung für das Reporting 2019 seit 2013 innerhalb des EU-Vogelschutzgebietes Kiischpelt durchgeführt wurde. Aufgrund der Nachweise wurde der Bestand auf 10 bis maximal 30 Reviere für das gesamte Land geschätzt. Daneben gab es aber eine hohe Anzahl von nicht mehr bestätigten Nachweisen in früheren, bekannten Revieren. Da sich bei der Überprüfung durch einen hinzugezogenen Experten einige der jüngsten indirekten Nachweise und Beobachtungen als falsch oder zweifelhaft erwiesen (M. HANDSCHUH, mündl. Mitt.), wurden im April 2018 alle Standorte mit Nachweisen in den Jahren 2000 bis 2017 auf Winterlosung kontrolliert. Dabei konnte kein einziger dieser Nachweise bestätigt werden (M. HANDSCHUH, in Vorbereitung). Der letzte sichere Nachweis der Art in Luxemburg liegt daher über zehn Jahre zurück (A. JOHNSTON, pers. Mitt.), weshalb zu befürchten ist, dass das Haselhuhn in Luxemburg *de facto* ausgestorben ist.

3 Gefährdung

Seit Ende der 1980er-Jahre wurde der Rückgang des Haselhuhnes in Luxemburg mehrfach untersucht (MELCHIOR *et al.* 1987, FABER 1987, MOES 1991, LEDANT 1993, SCHMIDT & HEIDT 1997). Übereinstimmend mit Untersuchungen in Nachbarländern (LIESER 1995, MULHAUSER 2003, BERGMANN *et al.* 1996, STORCH 2007, ASCH 2006) wurden vorrangig die Verschlechterung, Zerstörung und Fragmentierung des Lebensraumes als Hauptursachen ausgemacht. Das Haselhuhn ist an strukturreiche Wälder mit ausgeprägter Strauch- und Krautschicht gebunden, die gleichermaßen Nahrung und Deckung bieten (BERGMANN *et al.* 1996). Einen idealen Lebensraum fand es in den kleinparzellierten Eichen-Niederwäldern des Ösling, den Lohhecken, die zur Gewinnung der Gerbstoffe aus der Eichenrinde in 20- bis 25-jähriger Rotation auf den Stock gesetzt wurden. Die Aufgabe der Niederwaldnutzung aus wirtschaftlichen Gründen resultierte in der **Degradation** und Fragmentierung des Lebensraumes, da zum einen der sich schließende Eichenschirm die Strauch- und Krautschicht ausdunkelt und so das Angebot an Nahrung und Deckung zurückgeht. Zum anderen bilden die in Hochwälder, insbesondere in Fichtenreinbestände umgewandelten Niederwälder, eine Barriere, welche den Austausch innerhalb der Population behindert. Da das Haselhuhn offene Flächen meidet und sich meist nur über kurze Distanzen von wenigen hundert Metern bewegt (KAJTOCH *et al.* 2012, MONTADERT & LEONARD 2006, ABERG *et al.* 2007) ist die **Fragmentierung** des Lebensraumes durch die unterholzarmen Bestände und Kahlschläge des Altersklassenwaldes eine der wichtigsten Gefährdungen. Auch die Sukzessionen, die sich auf vielen Kahlschlagflächen einstellen, und die jungen Pflanzbestände stehen nur während einiger Jahre als Ersatzlebensräume zur Verfügung, bevor im Zuge der Pflanzvorbereitung oder Kulturpflege die schützende Deckung entnommen wird, ohne die die Tiere verstärkt der Prädation ausgesetzt sind. Insgesamt ist der Einfluss der **Prädation** auf den Rückgang der Art unzureichend bekannt. Angesichts der niedrigen Populationsdichte des Haselhuhns und der großen Anzahl von Fressfeinden ist jedoch anzunehmen, dass ein „predator pit“ letztendlich für den Zusammenbruch der Population verantwortlich ist. Dabei sind neben den klassischen Prädatoren des Haselhuhns, Habicht (*Accipiter gentilis*) und Fuchs (*V. vulpes*), vor allem die überhöhten Wildschweinbestände problematisch, da die Wildschweine sich im Unterholz aufhalten, wo sie Gelege und Jungvögel aufstöbern. Nicht bekannt ist der Einfluss des Waschbären (*Procyon lotor*), der sich in den letzten Jahrzehnten stark ausgebretet und vermehrt hat. Als Nesträuber dürfte er aber ebenfalls eine wichtige Rolle spielen. Gelegentlich werden auch Störungen durch menschlichen Freizeitdruck als Gefährdungsursache genannt. Obwohl der **Freizeitdruck** in den Haselhuhngebieten nachweislich innerhalb der letzten Jahrzehnte zugenommen hat, sind die Auswirkungen auf die Art nicht bekannt.

4 Schutzmaßnahmen

Bereits 1990 fand in Luxemburg ein Seminar statt, mit dem Ziel gemeinsam mit den deutschen und belgischen Nachbarn Maßnahmen zur Erhaltung des Haselhuhnes zu ergreifen (BECHEM *et al.* 1990). Daraus resultierte neben kleinflächigen, forstlichen Maßnahmen im öffentlichen Wald ein Projektantrag zur Förderung über das europäische LIFE-Programm (GNOR *et al.* 1992), welcher leider abgelehnt wurde. 2007 wurde von luxemburgischer Seite erneut ein Antrag auf LIFE-Förderung gestellt (BIVER & FELTEN 2007), welcher wiederum abgelehnt wurde mit der Begründung,

dass die Kernzone der luxemburgischen Verbreitung im Kiischpelt (noch) nicht als europäisches Schutzgebiet (SPA) ausgewiesen war. Die Ausweisung des Gebietes im Jahr 2015 erlaubte es, einen erneuten Antrag zu stellen mit dem prioritären Ziel, den Lebensraum für 50 Brutpaare wiederherzustellen und zu vernetzen. Leider wurde auch dieser Antrag abgelehnt.

Alle seit den 1990er-Jahren geplanten Schutzmaßnahmen widmen sich prioritätär der Wiederherstellung und Vernetzung geeigneter Lebensräume (GNOR *et al.* 1990, MOES 1997, BIVER & FELTEN 2009). Leider wurden bisher nur wenige dieser Maßnahmen konkret umgesetzt. Dies liegt vor allem daran, dass der überwiegende Teil der Wälder im Verbreitungsgebiet sich in den Händen vieler kleiner Privatbesitzer befindet. Finanzielle Anreize zur Wiederaufnahme der Niederwaldbewirtschaftung wurden nur in sehr geringem Umfang in Anspruch genommen. Die Maßnahmen, welche in öffentlichen Wäldern umgesetzt wurden, reichen jedoch nicht aus, um genügend große, zusammenhängende Lebensräume zu schaffen.

Der nationale Naturschutzplan sieht für die Periode 2017–2021 die prioritäre Umsetzung des Aktionsplanes Haselhuhn vor (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES 2017). Schwerpunktmaßig soll ihre Umsetzung im Gebiet Kiischpelt erfolgen. Die Managementpläne für dieses Gebiet befinden sich derzeit in Ausarbeitung und orientieren sich an den folgenden, im LIFE-Antrag formulierten Maßnahmen:

- Wiederaufnahme der Niederwaldbewirtschaftung
- Schaffung struktur- und artenreicher Hochwälder
- Vernetzung der Biotope inner- und außerhalb der Waldgebiete
- Monitoring der Prädation und ggf. Prädatorenmanagement
- Lenkung der Freizeitnutzung
- Sensibilisierung der Öffentlichkeit und der betroffenen Personen wie Jäger, Förster, Waldarbeiter
- Bewirtschaftungsempfehlungen und finanzielle Anreize für Privatwaldbesitzer
- Ankauf der Habitate durch die öffentliche Hand oder anerkannte Naturschutzorganisationen

Darüber hinaus sieht der nationale Naturschutzplan auch eine Koordinationsstelle für die Umsetzung des Artenschutzplanes vor.

5 Schlussfolgerungen

Trotz zahlreicher Untersuchungen, Handlungsempfehlungen, der Ausweisung von Schutzgebieten, Aktions- und Managementplänen und drei Anträgen für die Genehmigung von LIFE-Projekten seitens der EU seit den 1990er-Jahren, wurden konkrete Maßnahmen nur kleinflächig und eher zögerlich umgesetzt, unter anderem auch deshalb, weil die beantragte europäische Förderung ausblieb. Der Rückgang des Haselhuhnes ist ungebremst und es steht zu befürchten, dass die Art mittlerweile in Luxemburg ausgestorben ist. Aus diesem Grund unterstützt das luxemburgische Umweltministerium, neben der Wiederherstellung der Habitate, wie sie im „Aktionsplan Haselhuhn“ vorgesehen ist, auch verstärkt die internationalen Bemühungen, das Westliche Haselhuhn durch Gefangenschaftszucht zu erhalten, um es später in den wiederherstellten Lebensräumen auszuwildern und somit den Bestand langfristig zu sichern.

Literatur

- ABERG J., SWENSON J. E. & H. ANDREN. 2000. The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. *Canadian Journal of Zoology* **78**, 352–358.
- BECHET, G., ERASMY, F. & C. HEIDT. 1990. Bedrohte Tierart sucht Lebensraum: Das Öseling, seine Lohhecken und das Haselhuhn. *Regulus* **4/90**, 108–117.
- BERGMANN H., KLAUS S., MÜLLER F., SCHERZINGER W., SWENSON E. & J. WIESNER. 1996. *Die Haselhühner*. 4. Auflage. Magdeburg, Westarp (Die neue Brehm-Bücherei).
- BIVER, G. 2010. Inventar der „Wichtigen Vogelschutzgebiete“ in Luxemburg – Stand 2010. *Regulus* **6**, 4–10.
- BIVER, G. & C. FELTEN. 2007. LIFE Bonasia. *Projektantrag zur Förderung durch das europäische LIFE Nature Programm*. Luxemburg. Unveröffentlicht.
- BIVER, G. & C. FELTEN. 2009. *Plan d'action Gelinotte des bois Bonasa bonasia*. Luxembourg, MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES, DÉPARTEMENT DE L’ENVIRONNEMENT.
- DE LA FONTAINE, A. 1866. *Faune du pays de Luxembourg ou manuel de zoologie contenant la description des animaux vertébrés observés dans le pays de Luxembourg. Oiseaux: Second fascicule*. Luxembourg, V. Buck.
- FABER, P. 1987. *La Gelinotte des bois dans l’Oesling*. Luxembourg, Administration des Eaux et Forêts, Service de la Conservation de la Nature. Unveröffentlichte Studie.
- FERRANT, V. 1926. *Faune du Grand-Duché de Luxembourg: Oiseaux*. Luxembourg, P. Worré-Mertens, Victor Buck.
- GNOR, FONDATION HËLLEF FIR D’NATUR, RNOB. 1992. *Plan de restauration de la Gelinotte des bois dans le nord-ouest de l’Europe*. Unveröffentlichter Projektantrag auf Förderung aus Mitteln des europäischen LIFE-Fonds. Frankfurt, Luxemburg, Bruxelles.
- HANDSCHUH, M. In Vorbereitung. Westliches Haselhuhn in Luxemburg. *Regulus Wissenschaftliche Berichte*.
- HULTEN, M. & V. WASSENICH. 1961. Die Vogelfauna Luxemburgs, 2. Teil. *Archives l’Institut Grand-Ducal, Section des Sciences naturelles, physiques et mathématiques*, Nouvelle Série **28**, 423–579.
- KAISER, N., MULHAUSER B. & S. SANTIAGO. 2003. Description des indices permettant de déceler la présence de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia*. *Bulletin Société Neuchâteloise Sciences Naturelles* **126/2**, 83–106.
- KAJTOCH, L., ZMIHORSKI, M. & Z. BONCZAR. 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. *European Journal of Forest Research* **131**, 1783–1795.
- LEDANT, J. P. & P. DEVILLERS. 1991. *La Gelinotte des bois en Ardenne et dans les régions voisines. Habitats, distribution et perspectives de conservation*. Bruxelles, Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Documents de travail **65**.
- LEDANT, J. P. 1993. Évolutions forestières et tendances chez la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne. *Aves* **30**, 173–180.
- LIESER, M. 1995. Lebensraumansprüche des Haselhuhns im Schwarzwald. *Naturschutzreport* **10** (Ökologie und Schutz der Rauhfußhühner), 239–255.
- LORGÉ, P., BASTIAN, M. & K. KLEIN. 2015. Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs 2014. *Regulus Wissenschaftliche Berichte* **30**, 58–65.

- MELCHIOR, E., MENTGEN, E., PELTZER, R., SCHMITT, R. & J. WEISS. 1987. *Atlas der Brutvögel Luxemburgs*. Luxembourg, LËTZEBUERGER NATUR- A VULLESCHUTZLIGA, Kremer-Muller.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES, DÉPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT. 2017. *Plan national concernant la protection de la nature 2017–2021*. Luxembourg.
- MOES, M. 1997. *Das Haselhuhn. Haselhuhnschutz und Waldbewirtschaftung*. Arbechtsgrupp Bëschhong. Luxembourg, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT.
- MOES, M. 1991. *Untersuchung zur Verbreitung des Haselhuhns (Bonasa bonasia) im Raum Wiltz-Derenbach-Grumelscheid-Winseler-Nothum als Beitrag zu einem Artenschutzprogramm Haselhuhn*. Luxembourg. Unveröffentlichte Studie.
- MONTADERT, M. & P. LÉONARD. 2007. La dispersion post-natale de la Gelinotte des bois dans les Alpes-de-Haute-Provence. *ONCFS Rapport scientifique* **2007**, 38–44.
- MORBACH, J. 1967. Vögel der Heimat. Ordnung der Hühnervögel (Galli). Esch-Alzette, Kremer-Muller.
- MULHAUSER, B. (Hrsg.). 2003. Gelinotte des bois – Hazel grouse – *Bonasa bonasia*. *Bulletin Société Neuchâteloise Sciences Naturelles* **126/2**, 1–167.
- PFEFFER, J.-J. 2017. La sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* : un taxon en voie de disparition. *Aves* **54/2**, 59–72.
- SCHMIDT, R. & C. HEIDT. 1997. Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* im Ösling. *Regulus Wissenschaftliche Berichte* **16**, 1–12.
- SCHREIBER, A. Im Druck. Die Unterart *rhenana* des Haselhuhns: Taxonomie und Schutzbedarf. *Charadrius*.
- SCHREIBER, A. 2016. Ein heimliches Juwel vor dem Aussterben. *WPA Rundbrief* **130** (3/2016), 12–14.
- STORCH, I. (ed.). 2007. *Grouse: Status survey and conservation action plan 2006–2010*. Gland, IUCN, and Fordingbridge, WORLD PHEASANT ASSOCIATION.

La Gelinotte des bois de l'Ouest en Luxembourg : statut, menaces et actions de conservation

Par CLAUDINE FELTEN et MIKIS BASTIAN

La population luxembourgeoise de la Gelinotte des bois fait partie de la sous-espèce *Tetrastes bonasia rhenana* qui occupe les Ardennes françaises et belges, l'Éislek (Oesling) luxembourgeois, les parties allemandes du massif schisteux rhénan et les Vosges.

En tant qu'espèce prioritaire de la directive européenne « Oiseaux » la Gelinotte des bois est également protégée par la législation nationale en matière de protection de la nature. Trois zones de protection spéciale d'une surface globale de 120 km² ont été créées pour assurer la conservation de la Gelinotte. Le plan d'action « espèces », rédigé en 2009, sera être mis en œuvre prioritairement en accord avec le plan national concernant la protection de la nature pendant la période 2017–2021.

La Gelinotte des bois est une espèce discrète et difficile à inventorier, surtout face à des populations en basse densité, comme au Luxembourg. Malgré ces difficultés d'inventaire, il est évident que les populations sont en déclin au moins depuis le début du 20^{ème} siècle (Fig. 5.1). Tandis que l'espèce était encore assez fréquente dans tout le pays à la fin du 19^{ème} siècle et que les relevés de chasse indiquaient un total de 500 individus abattus pour 1912, on note les années suivantes notent une forte réduction des tirs. Cette tendance négative restera inchangée par l'interdiction de la chasse au collet en 1928 et la protection de la Gelinotte en 1946. Depuis les années 1940 l'aire de répartition de l'espèce se limite principalement à l'Oesling, une estimation pessimiste chiffre la population restante à 20 couples en 1960. Une enquête menée auprès des agents forestiers et des chasseurs au milieu des années 1980 conclut à une soixantaine de couples réparties sur la région boisée de l'Oesling central. Ces données sont en accord avec les constatations rapportées au cours des années 1990. Des observations et indices de plus en plus rares mènent à l'estimation de 30 à 50 couples pour les années 2008 à 2012. Dans la liste rouge des oiseaux nicheurs de 2015 l'espèce est classée « en danger critique ». Les visites de terrain réalisées en avril 2018 afin de réactualiser les données récoltées depuis 2000, n'ont pu confirmer aucun des sites autrefois signalés. Ainsi, il faut craindre que la Gelinotte soit maintenant disparue du territoire luxembourgeois.

Menaces et mesures de protection

Les causes du déclin de la Gelinotte sont principalement liées à la dégradation et la destruction de l'habitat et à la fragmentation de la population. La dégradation est surtout la conséquence de l'abandon du régime des taillis qui créait des forêts bien structurées combinant de façon optimale, nourriture et couvert sur une surface restreinte. Les hautes futaies de résineux comme de feuillus, qui ont remplacées ces anciens taillis, ne peuvent plus servir d'habitats. On peut aussi se demander si elles ne constituent pas en plus des barrières à la dispersion des individus. L'influence de la prédateur sur la régression de l'oiseau n'est pas très bien connue, mais on peut craindre que face aux fortes densités actuelles de rats-laveurs et de sangliers, la Gelinotte des bois se retrouve dans un puits écologique. L'effet négatif des dérangements provoqués par les différents usagers de la forêt est aussi possible mais n'a pas encore été analysé.

Depuis les années 1990, différents catalogues de mesures en faveur de la Gelinotte ont été rédigés, parmi eux trois projets demandant un financement européen par le budget LIFE (qui n'ont pas été retenus) et un plan d'action « espèces » en 2009. Ces catalogues de mesures n'ont pas été exécutés, à part quelques mesures ponctuelles, très limitées dans l'espace, surtout en raison du grand nombre de propriétaires privés dans le territoire. Les mesures préconisées sont la mise en œuvre d'une gestion forestière adaptée, le contrôle des prédateurs, l'accompagnement et plus généralement, la sensibilisation des utilisateurs de la forêt à la conservation de la Gelinotte. Le plan national pour la protection de la nature fixe une priorité à leur mise en œuvre d'ici 2021.

Conclusions

Malgré de nombreuses planifications et projets, peu de mesures concrètes ont été exécutées. Le déclin de la Gelinotte des bois continu et il faut craindre que l'espèce soit éteinte au Luxembourg. Voilà pourquoi, en plus de la mise en œuvre des mesures planifiées, le ministère luxembourgeois soutient le projet de conservation *ex situ* de la Gelinotte des bois de l'Ouest.

6

Status und Schutzbedarf des Westlichen Haselhuhns in Deutschland

CHRISTIAN DIETZEN, Daun, Deutschland

MARKUS HANDSCHUH, Ingelheim, Deutschland

Status and conservation of Western hazel grouse (*Tetrastes bonasia rhenana*) in Germany. By C. DIETZEN and M. HANDSCHUH. – The Western hazel grouse (*T. b. rhenana*) was widely distributed in forested low mountain ranges of Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Hessen and Saarland in the west of Germany. It formerly inhabited mainly young forest stands and collapsing mature deciduous woodland and, secondarily, intensively used coppice woods. Based on an extensive literature review, supposed distribution and population estimates are described for *T. b. rhenana* in Germany. There is surprisingly enormous disagreement regarding both parameters, ranging from a concept of few, if any, remaining small relict populations (as is suspected unanimously by species experts, based on recent unsuccessful searches and the lack of certain records and hard evidence for the persistence of *T. b. rhenana* in Germany for years), to much higher alleged numbers and a more stable situation according to other published sources. The latter are based, however, on out-dated figures, assumptions and unconfirmed reports. A review of recent reports of *T. b. rhenana* in Germany indicates frequent confusion with other bird species (e.g. woodcock). Indirect evidence (i.e. droppings, moulted feathers or footprints) is frequently also confused with those of other bird species. The present study concludes that Western hazel grouse is critically endangered in Germany, and probably already extinct in many, if not all, regions. The immediate clarification of its survival is crucial to inaugurate conservation measures. The authorities must provide financial support for thorough research of potential distribution areas by experienced observers. If a population could still be found, site-specific conservation measures (mainly habitat development and predator and ungulate management) must be implemented without delay, and specimens (eggs) for starting rescue breeding in captivity should be collected.

In Deutschland ist das paläarktisch verbreitete Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) heute vor allem ein Brutvogel der Wälder in submontanen und alpinen Stufen einiger Mittelgebirge und der Alpen (GEDEON *et al.* 2014, RHEINWALD 1993). Die meisten Brutvogelatlanten berücksichtigen die taxonomische Differenzierung der westdeutschen Haselhühner nicht oder kaum, obwohl sich daraus

eine ganz besondere Verantwortung für den Schutz des Westlichen Haselhuhns (*Tetrastes bonasia rhenana*) ergibt (SCHREIBER *et al.* 2015). Das Verbreitungsgebiet dieser Unterart erstreckt sich seit mindestens 50 Jahren im Wesentlichen nur noch von Nordrhein-Westfalen über das gesamte Rheinische Schiefergebirge (inkl. Belgiens und Luxemburgs) bis in die Vogesen in Ostfrankreich (BAUER 1960, GLUTZ *et al.* 1973, HOYO *et al.* 1994), so dass es ein endemischer Brutvogel Mitteleuropas ist. Historisch kam *T. b. rhenana* vermutlich zudem in weiteren Regionen Frankreichs (Zentralmassiv) und im Norden der Iberischen Halbinsel vor. Die morphologische Differenzierung der Unterart ist möglicherweise eine Anpassung an den typischen Lebensraum von *T. b. rhenana* (= Laubwaldbewohner) im Gegensatz zu *T. b. rupestris* (= Nadel- und Mischwaldbewohner).

Das Haselhuhn ist wohl ursprünglich ein Bewohner der Pionier- und der Zerfallsphasen natürlicher Wälder. Es fand mit zunehmender anthropogener Nutzung der Urwälder geeigneten Lebensraum in Laubwaldarealen mit ungleichmäßiger Bestockung und aufgelockerten Stellen, die fast ausnahmslos aus forstlicher Bewirtschaftung hervorgehen (SCHMIDT & SCHMIDT-FASEL 1984, div. Autoren zit. in BERGMANN *et al.* 1996). Typische Reviere des Westlichen Haselhuhns zeichnen sich vor allem aus durch: 1. Junges Alter des Baumbestandes von maximal 40–60 Jahren, geringe Baumhöhe und damit kurzer Fluchtweg vom Boden ins Blätterdach. Das trifft beispielsweise auf junge Stadien der Waldsukzession zu, die meist forstwirtschaftlich unbedeutende Gehölze, Beeren tragende Sträucher (s. u.) und durch gute Licht- und Wärmezufuhr einen großen Insektenreichtum aufweisen. 2. Eine den Boden deckende Schicht aus Kräutern und Zwergsträuchern als Deckung und Nahrungsquelle für das sich während des Sommers bevorzugt am Waldboden aufhaltende Haselhuhn. 3. Hohe Grenzliniendichte durch kleinflächig abwechselnde Habitattypen, die ein ganzjährig verfügbares Nahrungsangebot entlang der Bestandsränder begünstigt (LIESER 1986).

Im westlichen Deutschland hat *T. b. rhenana* vor allem in den ausgedehnten horizontal und vertikal reich strukturierten Niederwäldern der Mittelgebirge perfekte Lebensbedingungen vorgefunden, die mit gut entwickelter Strauch- und Krautschicht ein Nebeneinander von Deckung und Äsung auf engem Raum bieten (LIESER 1990, SCHMIDT & SCHMIDT-FASEL 1984). Das Haselhuhn bewohnt Niederwälder bis zu einem Alter von ungefähr 25 Jahren und die sog. Haubergswälder im Siegerland ab sieben Jahre nach dem Kahlschlag (KLIMM 1990, BAUSCHMANN 2011). Die dominierenden Baumarten der Niederwälder (Rodung alle 16–30 Jahre) wie auch der Haubergswälder (Kahlschlag in 20- bis 30-jährigem Turnus) sind zum Stockaustrieb befähigte Gehölzarten und Kätzchen tragende Pioniergehölze wie Hainbuche (*Carpinus betulus*), Traubeneiche (*Quercus petraea*), Birke (*Betula pendula*), Hasel (*Corylus avellana*), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Salweide (*Salix caprea*) und eventuell eingestreuten Koniferen (Fichte *Picea abies*, Douglasie *Pseudotsuga menziesii*) zur Deckung. Zudem besteht ein gut ausgeprägter Unterwuchs aus Früchten tragenden Sträuchern oder Bäumchen, z. B. Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Winter- (*Tilia cordata*) und Sommerlinde (*T. platyphyllos*), Spitz- (*Acer platanoides*), Feld- (*A. campestre*) und Bergahorn (*A. pseudoplatanus*), Gemeiner Schneeball (*Viburnum opulus*), Schwarzdorn (*Prunus spinosa*), Weißdorn (*Crataegus* spp.), Hundsrose (*Rosa canina*) oder Besenginster (*Cytisus scoparius*) (div. Autoren zit. in DIETZEN 2015). Wasserläufe oder -austritte an Hängen („Seifen“) spielen eine wichtige Rolle, da die dort meist gut entwickelte Strauch- und Krautschicht ein ausreichendes Nahrungsangebot garantiert (SCHMIDT 1986). Im Westerwald stammen Hinweise auch aus gemischten Aufforstungen mit Schwarzerle oder Fichte auf Niedermoore, in denen die Fichten abgestorben sind und in denen sich vereinzelt Weiden, Traubenholunder (*Sambucus racemosa*), Himbeere (*Rubus idaeus*), Brombeere (*Rubus* spp.) und randlich

Ebereschen einstellen. Des Weiteren finden sich Hinweise auf Vorkommen in „unaufgeräumten“ Wäldern mit Störstellen (u. a. durch Windwurf oder Borkenkäfer), einigen Fichten und Seifen (div. Autoren zit. in DIETZEN 2015). Vereinzelt können zudem Altholzbestände mit gut ausgebildeter Strauch- und Krautschicht und mit Gebüschsukzession in Tagebauen oder Stangenholzer aus Erlen und Birken und auch reine Nadelholzkulturen bewohnt sein, sofern ausreichend Weichhölzer und Stockausschläge vorkommen (SCHMIDT 1986).

Die Nahrung variiert im Jahresverlauf; im Winter und im Frühjahr dominieren Knospen (z. B. Hainbuche), Triebe, Kätzchen (z. B. Hasel) und von Spätsommer bis Herbst Samen und Früchte (z. B. Brombeere, Vogelkirsche, Himbeere, Traubenholunder, Weißdorn, Eberesche). Die Jungen benötigen in den ersten Lebenstagen Invertebraten (BERGMANN et al. 1996, div. Autoren zit. in DIETZEN 2015).

Die Siedlungsdichte war bereits vor 50 Jahren – zumindest in Rheinland-Pfalz – auch in den gut besetzten Revieren recht gering: So brüteten auf einer etwa 30 km² umfassenden Fläche in der Eifel 12–15 Paare (0,4–0,5 BP/km²) und auf einer benachbarten 15 km² großen Fläche 6–8 Paare (0,4–0,53 BP/km²) (BOSSELMANN 1970). Aus neuerer Zeit liegen keine Angaben zu Bruttörichten vor.

Die nachfolgende Darstellung beschreibt die Verbreitung und nach Möglichkeit die Bestandsentwicklung schwerpunktmäßig in Rheinland-Pfalz (RLP), zuzüglich der angrenzenden Regionen in Nordrhein-Westfalen (NRW), Hessen (HE) und im Saarland (SL). Die Diskussion der publizierten Daten erfolgt unter Berücksichtigung neuester Erkenntnisse aus noch laufenden Erfassungen (vgl. HANDSCHUH 2018a, b, HANDSCHUH in Druck a, b, DIETZEN & HANDSCHUH 2018).

1 Material und Methode

Die nachfolgende Übersicht beruht im Wesentlichen auf folgenden Quellen und Ansätzen:

1. Eine umfangreiche Literaturoauswertung für RLP, welche die Situation bis etwa 2010 beschreibt (DIETZEN 2015). Für die weiteren Bundesländer erfolgte eine Sichtung der Landesavifaunen, Brutvogelatlanten und sonstigen Publikationen für denselben Zeitraum.
2. Zum Verständnis der divergierenden Literaturangaben ist eine kritische Bewertung der Daten unausweichlich, denn die Art ist mit den üblichen Methoden der Vogelbeobachtung (z. B. Revierkartierung) nicht zu erfassen. Für die Mehrheit der Daten ergibt sich ein nicht zu unterschätzendes Problem der Verifizierung. Zuverlässige Nachweise gelingen überwiegend durch indirekte Feststellungen (Funde von Losung oder Federn, und Trittsiegel, sofern diese ausreichend frisch und deutlich sind, um eine eindeutige Artbestimmung zu ermöglichen). Damit unterscheidet sich die Erfassung dieser Art gravierend von den Gewohnheiten der meisten Beobachter, die sich in der Regel mit Fernglas und Gehör auf die Suche nach dem Vogel begeben. Eine kritische Hinterfragung zeigt, dass viele der vorliegenden Daten – historisch und vor allem aktuell – nachweislich auf flüchtige Beobachtungen anderer Vogelarten zurückgehen, vor allem Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), aber selbst Jagdfasan (*Phasianus colchicus*), Misteldrossel (*Turdus viscivorus*), Hohl- (*Columba oenas*) und Ringeltaube (*C. palumbus*). Gleches gilt für vermeintliche rein akustische Feststellungen, indem z. B. Goldhähnchen (*Regulus spp.*), Meisen

(Paridae) und Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*) ein großes Verwechslungspotenzial darstellen, und für indirekte Nachweise (Verwechslung z. B. mit Spechtlosung, Taubenkot). Vor dem Hintergrund des enormen Bestandsrückgangs des Westlichen Haselhuhns hat die AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION RHEINLAND-PFALZ (AKRP) die Art zum 01.01.2018 auf die Liste der ausführlich zu dokumentierenden Vogelarten in RLP aufgenommen, um in Zukunft zuverlässige und nachvollziehbare Beobachtungen zu gewährleisten (DIETZEN & HANDSCHUH 2018). Im SL sind vermeintliche Beobachtungen bereits seit 2015 genau zu dokumentieren (R. KLEIN, mdl. Mitt.). Für die meisten Feststellungen vor 2018 (bzw. vor 2015 im SL) fehlt diese Dokumentation und es ist z. T. schwierig bis unmöglich, einzelne Meldungen nachträglich zu verifizieren.

3. Zur Klärung der aktuellen Situation hat einer der Verfasser (M. HANDSCHUH) alle verfügbaren Beobachtungsdaten seit 2010 zusammengetragen und einer kritischen Bewertung unterzogen (HANDSCHUH 2017). Die Daten stammen aus dem Online-Portal „www.ornitho.de“ des DACHVERBANDS DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (DDA) und aus Datensammlungen von Privatpersonen, Naturschutzverbänden und öffentlichen Einrichtungen. Unter besonderer Berücksichtigung der vorgenannten Erfassungsschwierigkeiten erfolgten ab dem Winter 2017/18 (noch andauernde) intensive Suchexkursionen in ausgewählten Regionen mit wiederholten Beobachtungsmeldungen oder mit großflächig geeignet erscheinenden Lebensräumen in allen westdeutschen Bundesländern und in Luxemburg, vor allem durch M. HANDSCHUH, zumeist in engem Kontakt mit lokalen Beobachtern (z. B. HANDSCHUH 2018b). Die intensive (noch andauernde) Befragung der Beobachter und die Inspektion der Beobachtungsorte im Hinblick auf die Eignung als Lebensraum ergaben, dass in keinem Fall die Kriterien für einen sicheren Artnachweis erfüllt sind und/oder dass Verwechslungen anzunehmen oder wenigstens nicht auszuschließen sind.

Alle verfügbaren Daten sind in dieser Übersichtsarbeit zunächst ohne Bewertung beschrieben, inkl. widersprüchlicher Schlussfolgerungen hinsichtlich Verbreitungs- und Bestandssituation in einzelnen Regionen. Erst in der Diskussion folgen kritische Bewertung und Analyse unter Berücksichtigung der aktuellen Erkenntnisse, die für die Einordnung publizierter Daten wichtige Ansätze liefern.

2 Ergebnisse

Das Hauptaugenmerk der nachfolgenden Darstellungen liegt stellvertretend für die Gesamt situation im Westen Deutschlands auf RLP (nach DIETZEN 2015), wo schon immer der deutsche Verbreitungsschwerpunkt dieser Unterart lag (Abb. 6.1). Die angrenzenden Regionen in NRW, HE und im SL sind ebenfalls berücksichtigt, allerdings weniger detailliert.

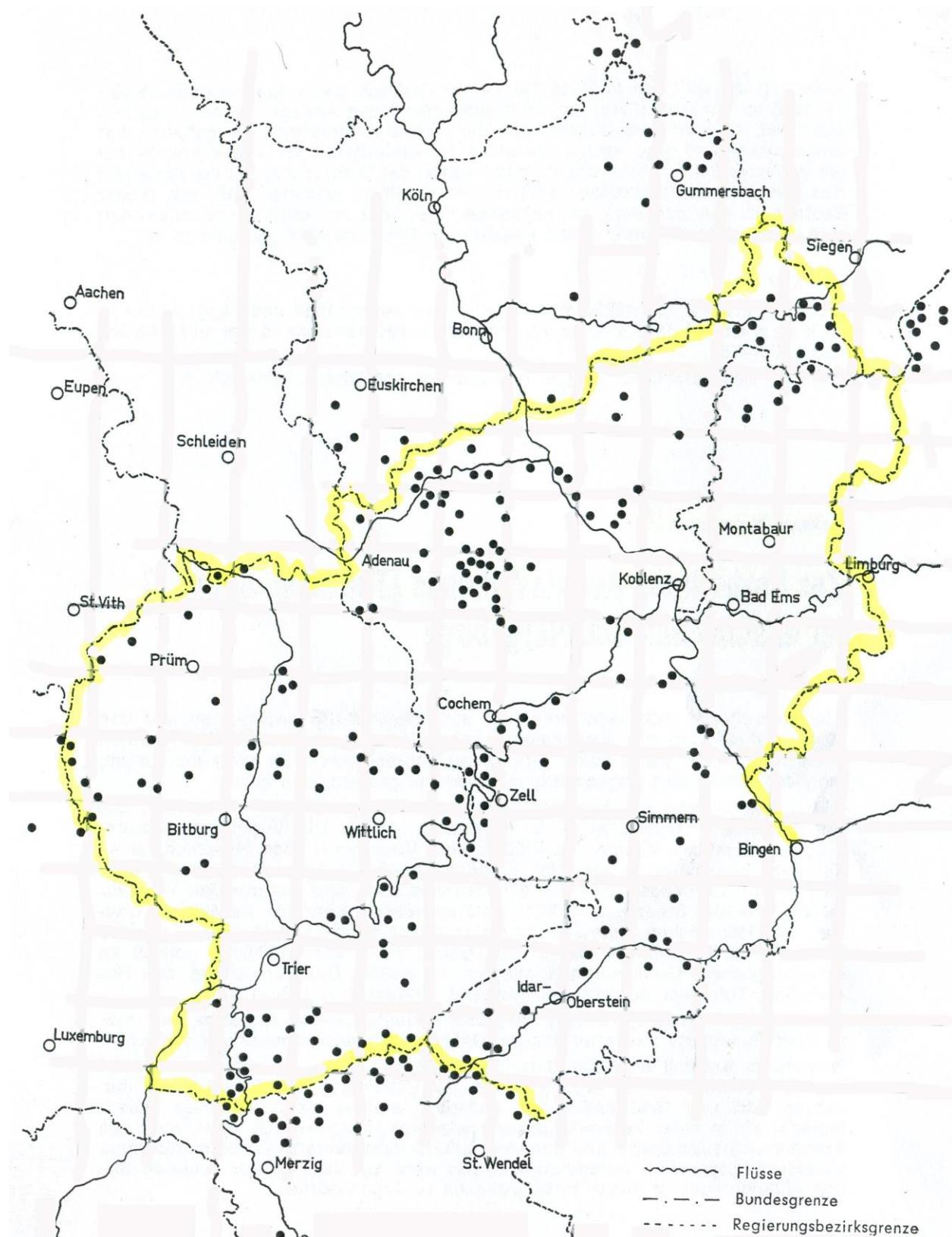


Abb. 6.1 Verbreitung des Westlichen Haselhuhns im Rheinischen Schiefergebirge 1960–1969 (nach KRAMER 1970). Gelb = Landesgrenze von Rheinland-Pfalz.

Fig. 6.1 Distribution de la Gelinotte des bois de l'Ouest dans le Rheinisches Schiefergebirge 1960–1969 (d'après KRAMER 1970). En jaune : frontière avec Rheinland-Pfalz.

2.1 Verbreitung des Westlichen Haselhuhns in Deutschland

Ursprünglich dürfte *T. b. rhenana* u. a. RLP und NRW flächig besiedelt haben und reichte zudem im Norden möglicherweise bis nach Niedersachsen (Ems-Hunte-Geest und Osnabrücker Hügelland, Weser-Bergland; KNOLLE 1985), zudem liegt ein Museumsbalg aus dem niederländischen Teil Frieslands vor, der eine Besiedlung bis fast an die Nordsee anzeigen (A. SCHREIBER, in litt.). Auch aus dem Harz in Sachsen-Anhalt gibt es – taxonomisch ungesicherte – Hinweise auf *T. b. rhenana* (BAUER 1960). Ebenso ist die Unterartenzugehörigkeit der Vögel in der Lüneburger Heide (Niedersachsen) offen (KNOLLE 1985).

2.1.1 Verbreitung in Rheinland-Pfalz

Die Verbreitung des Westlichen Haselhuhns in RLP hat DIETZEN (2015) ausführlich beschrieben. Von den drei dort ehemals heimischen Raufußhühnern hat das Haselhuhn als einziges die wechselhafte Forstgeschichte (s. DIETZEN 2014) bis in die jüngste Vergangenheit überlebt. Aufgrund der versteckten und heimlichen Lebensweise in zumeist sehr unübersichtlichem Gelände sind vollständige Erfassungen kaum möglich. Die von vor 1980 gehen im Wesentlichen auf Umfragen bei Forstämtern zurück, ergänzt durch Zufallsfunde und kleinräumige Erfassungen (LIESER 1990, SCHMIDT 1986, STAUDE 1956, 1966, KRAMER 1970, WIEMANN & PETRY 1923, GROH 1965, STAUDE 1970).

Als spezialisierter Waldbewohner war das Haselhuhn schon immer auf die Hanglagen der Bach- und Flusssysteme in Westerwald, Eifel, Hunsrück, Saar-Nahe-Bergland und Pfälzerwald beschränkt (Abb. 6.2). Für das Rheinische Schiefergebirge ließ sich ein Zusammenhang zwischen einem hohen Anteil an jungen Niederwäldern und den Haselhuhn-Vorkommen belegen (LIESER 1986). Aus der Zeit vor 1950 liegen meist nur punktuelle Angaben vor, aber es ist anzunehmen, dass das Rheinische Schiefergebirge im Bereich des heutigen Bundeslandes RLP auf gesamter Fläche besiedelt war. Diese Annahme untermauern Jagdstatistiken aus dem späten 19. Jahrhundert (SCHMIDT 1990) und Verbreitungsangaben in regionalen Übersichten (BRAHTS 1853, RÖMER 1863, ROI 1906, GEISENHEYNER 1908). Auch im südlichen RLP kam *T. b. rhenana* historisch vor, z. B. erwähnte JÄCKEL (1891) die Art für die damaligen Forstamtsbereiche von Dahn (Landkreis Südwest-Pfalz), Pirmasens, Kaiserslautern und Elmstein (Landkreis Bad Dürkheim/Weinstr.). Es kam also im 19. Jahrhundert im gesamten Pfälzerwald vor, besonders in dessen nördlichem Teil (s. a. HEUSSLER & HEUSSLER 1896, PARROT 1905, 1907, GENGLER 1912, GENGLER & BERTRAM 1909, ZUMSTEIN 1922). 1935 erbeutete ein Jäger einen Hahn im Erlenbachtal (Landkreis Südliche Weinstraße) (GROH 1965, 1995), der letzte sichere Nachweis für den Pfälzerwald (siehe Abb. 2.1 in Kapitel 2 dieses Bandes). Eventuell existierten kleine Restvorkommen noch bis in die 1950er-Jahre (GROH 1965).

Die nördlichen Landesteile besiedelte *T. b. rhenana* sehr wahrscheinlich noch um 1950 mehr oder weniger flächig, aber bereits etwas später wurden erste Verbreitungslücken evident (STAUDE 1956, 1966, ALBERTZ 1955). Seitdem hat sich das ehemals geschlossene Verbreitungsgebiet weitgehend in kleine Reliktvorkommen aufgelöst. Bis in die 1970er-Jahre kam das Westliche Haselhuhn als verbreiteter Brutvogel in den Niederwäldern des Oberen Naheberglandes vor; danach gelangen dort nur noch wenige Einzelbeobachtungen (WEITZ 2013). Eifel und Westerwald waren wohl bis etwa 1960 durchgängig besetzt (LIESER 1990, STAUDE 1956, SCHMIDT 1990, BOSSELMANN & CHRISTMANN 1974, SCHIEMANN 1975, VIERTEL 1979).

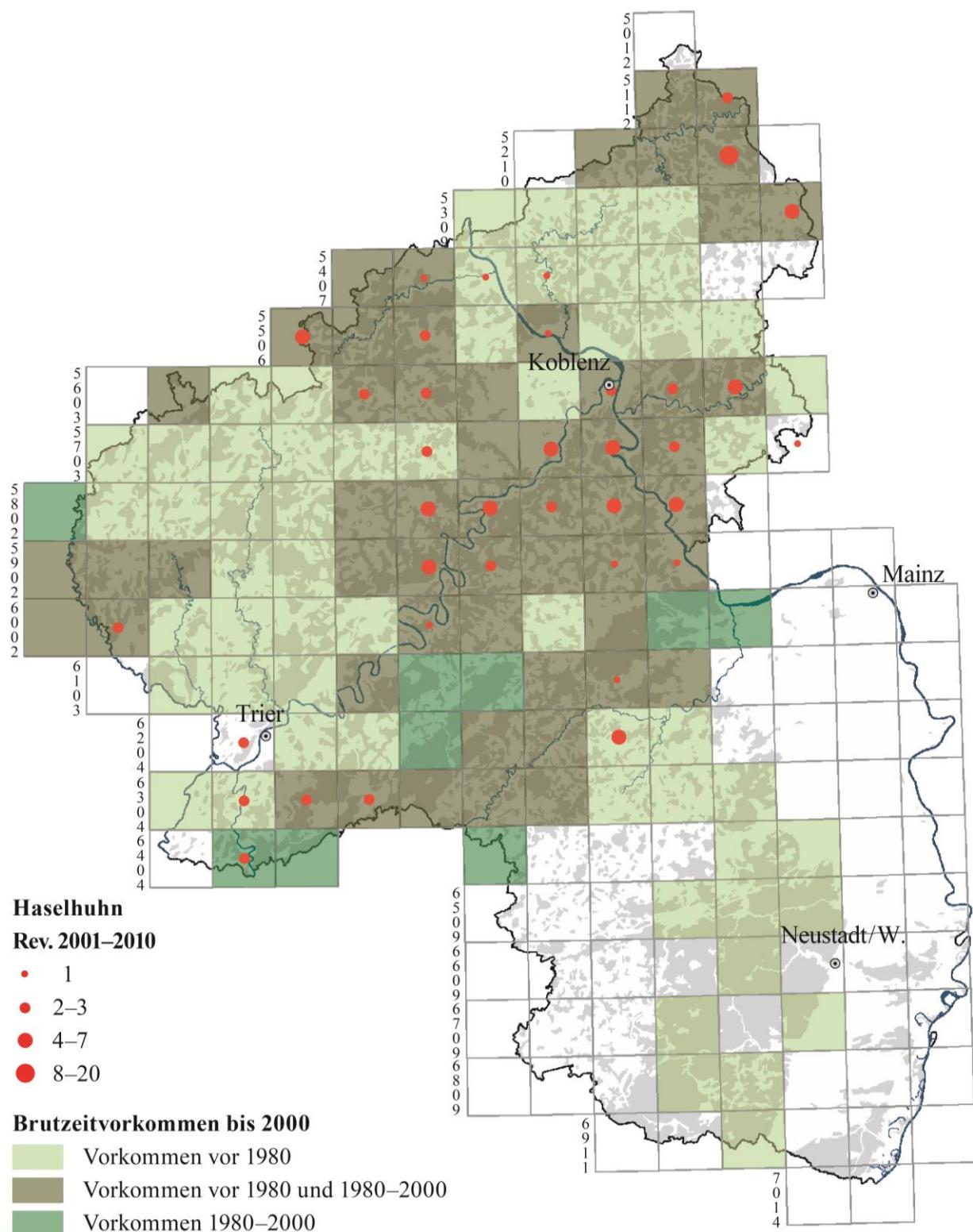


Abb. 6.2 Historische Brutverbreitung des Westlichen Haselhuhns in Rheinland-Pfalz bis 2010 (aus DIETZEN 2015). Karte: M. WAGNER (GNOR).

Fig. 6.2 Aire de reproduction de la Gelinotte des bois de l'Ouest en Rhineland-Pfalz jusqu'en 2010 (d'après DIETZEN 2015). Cartographie : M. WAGNER (GNOR).

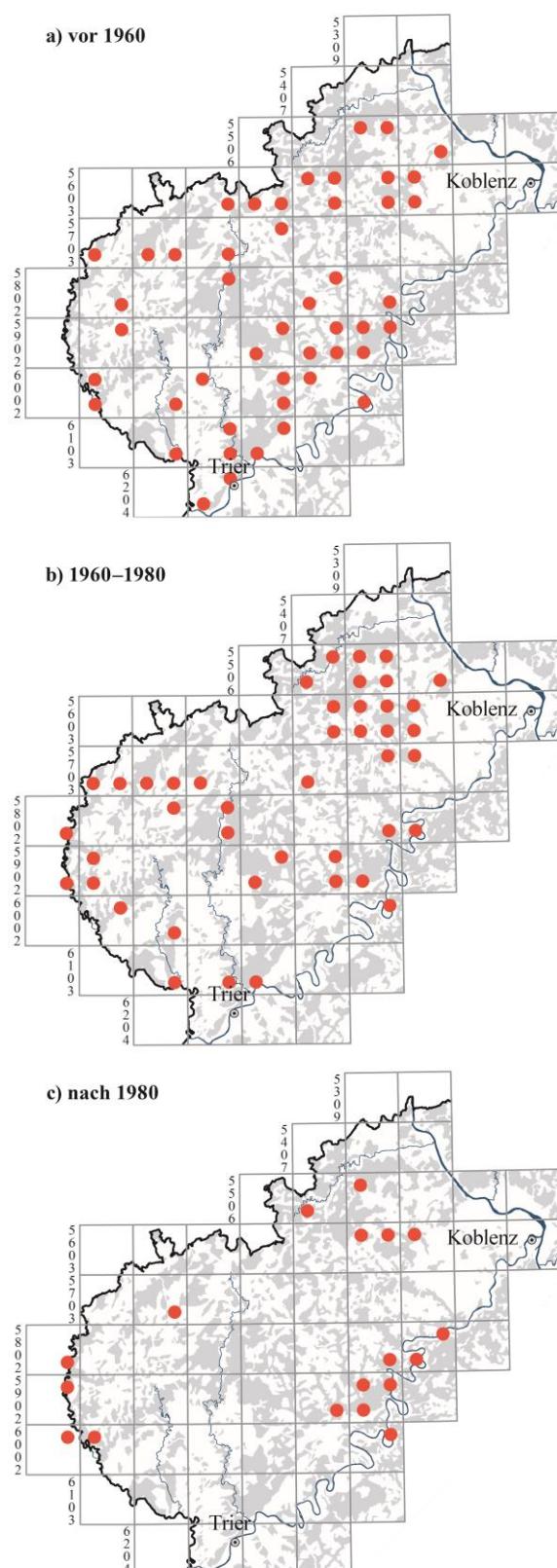


Abb. 6.3 Verbreitung des Westlichen Haselhuhns in der Eifel (ohne Forstamtsbezirk Ahrweiler) vor 1960 bis ca. 1985 (LIESER 1990). Karten: M. WAGNER (GNOR).

Fig. 6.3 Distribution de la Gelinotte des bois de l'Ouest dans l'Eifel (à l'exception du district forestier de l'Ahrweiler) avant 1960, de 1960 à 1980 et après 1980 (LIESER 1990). Cartes : M. WAGNER (GNOR).

In der Eifel schrumpfte die Verbreitung anschließend bis 1980 zunächst leicht (9 % Abnahme besetzter Messtischblattquadranten) und dann rasch voranschreitend (62 % Abnahme verglichen mit 1960) (LIESER 1990). Somit war das ehemals geschlossene Verbreitungsgebiet bereits Mitte der 1980er-Jahre in drei Teilbereiche zerfallen, nämlich an der Mosel (mit Verbindung zum Hunsrück), in der Westeifel (mit Fortsetzung in Luxemburg) und in der Osteifel (mit Verbindung ins Ahrgebirge).

Die in der Eifel festgestellte Arealreduktion (Abb. 6.3) spiegelt sich auch in den übrigen Regionen wider. Basierend auf neuerlichen Umfragen und Erfassungen, besonders von Mitte der 1980er- bis Mitte der 1990er-Jahre (LIESER 1990, 1986, SCHMIDT 1990, SCHAUSTEN & EISLÖFFEL 1995, ISSELBÄCHER & ISSELBÄCHER 2001), ergab sich im Vergleich zum Verbreitungsbild um 1960 ein Rückgang besetzter TK (Topografische Karten 1 : 25.000) um etwa 43 %. Unklar bleibt die Situation am Donnersberg, wo die Art bis 1935 regelmäßiger Brutvogel gewesen sein soll (KINZELBACH 1965), was aber nicht ohne Widerspruch blieb (AUTORENkollektiv 1976).

Die Einschätzungen im Zuge der Auswertungen für den „Atlas Deutscher Brutvogelarten“ (ADEBAR, 2005–2009; GEDEON *et al.* 2014) und wenige Zufallsbeobachtungen suggerieren seither einen weiteren Arealschwund und eine fortschreitende Fragmentierung der Verbreitung. Innerhalb 50 Jahren hatte das Haselhuhn somit in RLP über zwei Drittel seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes geräumt.

Als vermeintlich letzter verbleibender Schwerpunkt zeigte sich im ersten Jahrzehnt des 21. Jahrhunderts der Bereich von Mittelrheintal und nördlichem Hunsrück bis zur Mosel bei Traben-Trarbach. Unmittelbar nördlich angrenzend lagen die deutlich ausgedünnten Vorkommen von der östlichen Hocheifel bis hin zur Ahreifel und im unteren Tal der Wied, deutlich isoliert davon das Vorkommen bei Kirchen an der Sieg bis zur Grenze von NRW. Kleine Restvorkommen gab es möglicherweise von der Saar bis in den südlichen Hunsrück um Hermeskeil (Kreis Trier-Saarburg) und beiderseits der Nahe zwischen Baumholder (Landkreis Birkenfeld) und Kirn (Landkreis Bad Kreuznach). Ausläufer des Luxemburger Vorkommens existierten an der Our möglicherweise auch auf deutscher Seite (DIETZEN 2015).

Diese Darstellung ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, die in erster Linie den Schwierigkeiten der Erfassung dieser Art und dem hohen Verwechslungsrisiko geschuldet sind. Abweichungen nach oben (Vorkommen wurden übersehen) sind möglich; wahrscheinlicher ist jedoch, dass die Verbreitung, wie heute, bereits damals überschätzt wurde, zumal ein Großteil der Feststellungen auf Umfragen beruht und über die Qualifikation der befragten Personen keine Informationen vorliegen.

In der Folge sind kleinere Restvorkommen mittlerweile ziemlich sicher erloschen, z. B. gelangen in ehemaligen Revieren im Kondelwald (Landkreis Bernkastel-Wittlich) und am Hochkessel bei Ediger-Eller (Landkreis Cochem-Zell) keine Nachweise mehr (M. LIESER, in litt.). 2018 erfolgten Nachsuchen an ausgewählten Örtlichkeiten und eine weiträumige, sehr ernüchternde Lebensraumeinschätzung in der Osteifel (M. HANDSCHUH, T. ASCH, M. ACKERKNECHT, C. DIETZEN). Diese Nachsuche verlief angesichts nur noch sehr kleiner Habitatinseln ebenso ergebnislos wie Nachsuchen im Saar-Ruwer Hunsrück (M. SMOLIS, mdl. Mitt.) und in der gesamten Ahreifel (F.-J. FUCHS, mdl. Mitt.). Die Beobachtungsfrequenz im Nitztal bei Volkesfeld (Landkreis Mayen-Koblenz) war seit Beginn der dortigen Beobachtungen (1971) stetig zurückgegangen, mit einer

letzten Feststellung im Jahr 2006 (MÜLLER 2008). Für den Mittelrhein von Koblenz bis Linz fehlen aktuelle Beobachtungen (M. BRAUN, in litt.).

Seit mindestens 2010 gibt es keinen belegten Nachweis aus RLP mehr, wenn auch einige Meldungen bis etwa 2015 plausibel erscheinen, z. B. im Elztal (Landkreis Mayen-Koblenz; M. ACKERKNECHT) oder im Moselhunsrück um Treis-Karden (Landkreis Cochem-Zell; T. GRUNWALD). Allerdings gelang 2017/2018 keine Bestätigung dieser Vorkommen. Die Überprüfung weiterer potenzieller Vorkommen ist geplant.

2.1.2 Verbreitung in Nordrhein-Westfalen

Die Verbreitung setzte sich ausgehend von RLP nach Norden ins angrenzende NRW fort, das ursprünglich von der Eifel bis ins östliche Westfalen (Weser-Bergland, Teutoburger Wald und Eggegebirge) praktisch flächendeckend von *T. b. rhenana* besiedelt gewesen sein dürfte. In NRW begann bereits vor der Wende vom 19. ins 20. Jahrhundert eine anhaltende Verkleinerung des Verbreitungsgebietes, so dass *T. b. rhenana* im nordwestlichen Teil der Eifel nur noch vereinzelt auftrat und gegenüber früherer Zeit erheblich abgenommen hatte. Zudem gab es Vorkommen im Siebengebirge und im Bergischen Land bis in den Aaper Wald bei Düsseldorf (ROI 1906).

Spätestens Mitte des 20. Jahrhunderts hatte das Haselhuhn viele Standorte im nördlichen Bergischen Land, in der Nordeifel und in der Rhein-Sieg-Region geräumt, kam aber wohl in allen Bereichen noch vor (NEUBAUR 1957), ebenso im südwestfälischen Bergland (Kreise Siegen, Olpe, Altena, Iserlohn, Ennepe-Ruhr, Hagen, Arnsberg, Wittgenstein und Brilon; PEITZMEIER 1969). Bis Mitte der 1960er-Jahre gab es im Oberbergischen Kreis nur noch wenige Feststellungen, die in der Folge (bis 1980) ganz ausblieben; wenige Vorkommen hielten sich in der nördlichen Eifel und vermutlich im Rhein-Sieg-Kreis (MILDENBERGER 1982). Zum Ende des 20. Jahrhunderts war das Areal auf kleine Restvorkommen jeweils im Grenzbereich zu RLP in der nördlichen Eifel (südlicher Kreis Euskirchen) und im Siegerland (Abb. 6.4) sowie im ostwestfälischen Weserbergland und Eggegebirge geschrumpft (WINK *et al.* 2005, NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT 2002). Diese Vorkommen hielten sich vermeintlich bis ins erste Jahrzehnt des 21. Jahrhunderts (Abb. 6.5) (GRÜNEBERG *et al.* 2013). Wie in RLP, gibt es auch in NRW aktuell keinen belegten Nachweis mehr. Rezente (unbelegte) Meldungen stammen aus Siegerland, Raum Hagen, Egge und Hochsauerland. Kürzlich erfolgte Nachsuchen in den drei erstgenannten Gebieten waren jedoch erfolglos (HANDSCHUH 2018a, A. WELZEL in litt., K. FIESELER in litt.). Weitere Nachsuchen sind geplant (P. HERKENRATH in litt., A. WELZEL in litt.).

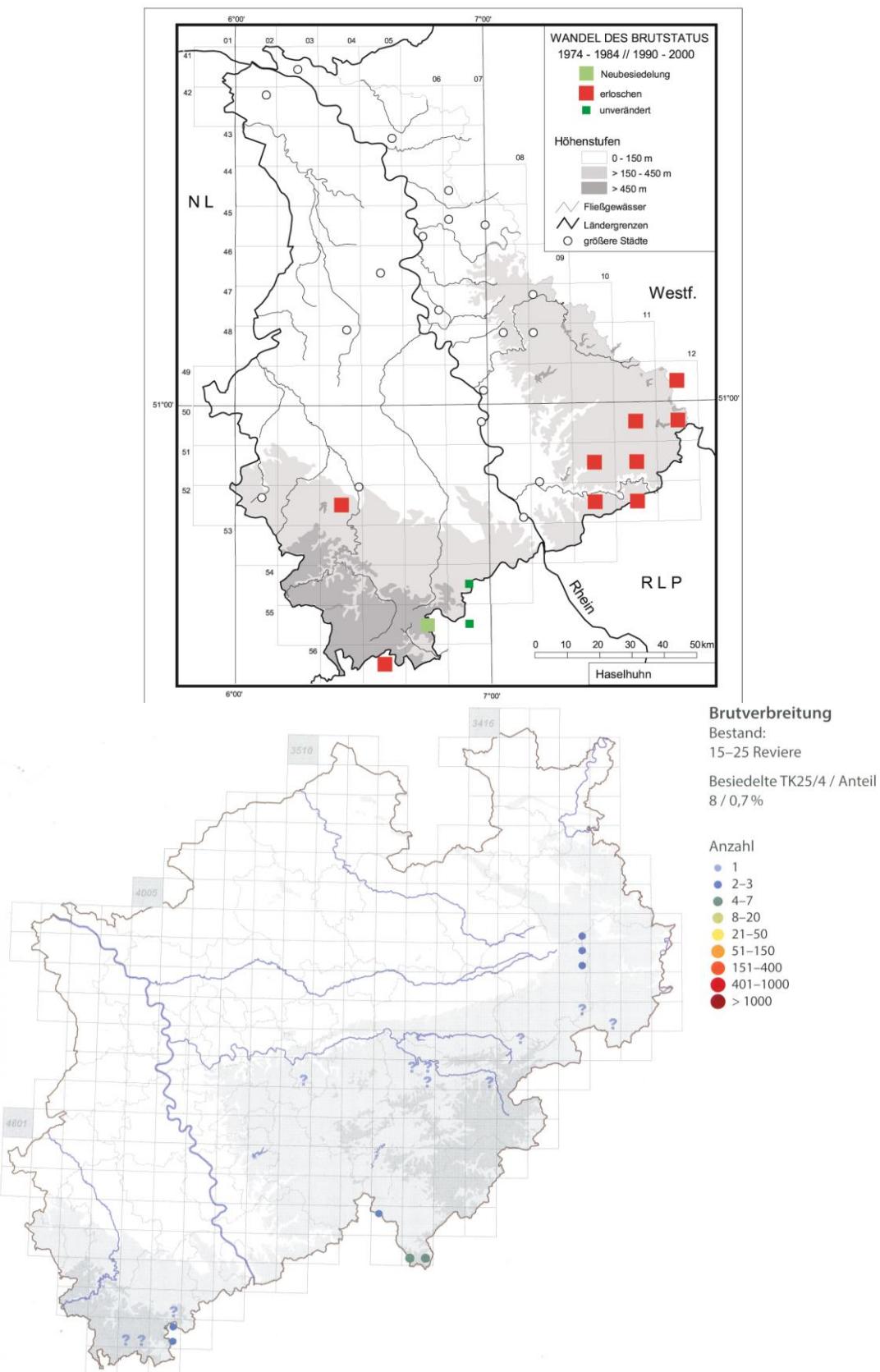


Abb. 6.4 Brutverbreitung des Westlichen Haselhuhns in Nordrhein-Westfalen: Oben Landesteil Nordrhein 1990–2000, im Vergleich zu 1974–1984 (aus WINK *et al.* 2005), unten gesamtes Nordrhein-Westfalen 2005–2009 (aus GRÜNEBERG *et al.* 2013).

Fig. 6.4 En haut : Aire de reproduction supposée de la Gelinotte des bois de l'Ouest dans la région Nordrhein, période 1990–2000, comparée avec la période 1974–1984 (d'après WINK *et al.* 2005). En bas : région complète de Nordrhein-Westfalen 2005–2009 (d'après GRÜNEBERG *et al.* 2013).

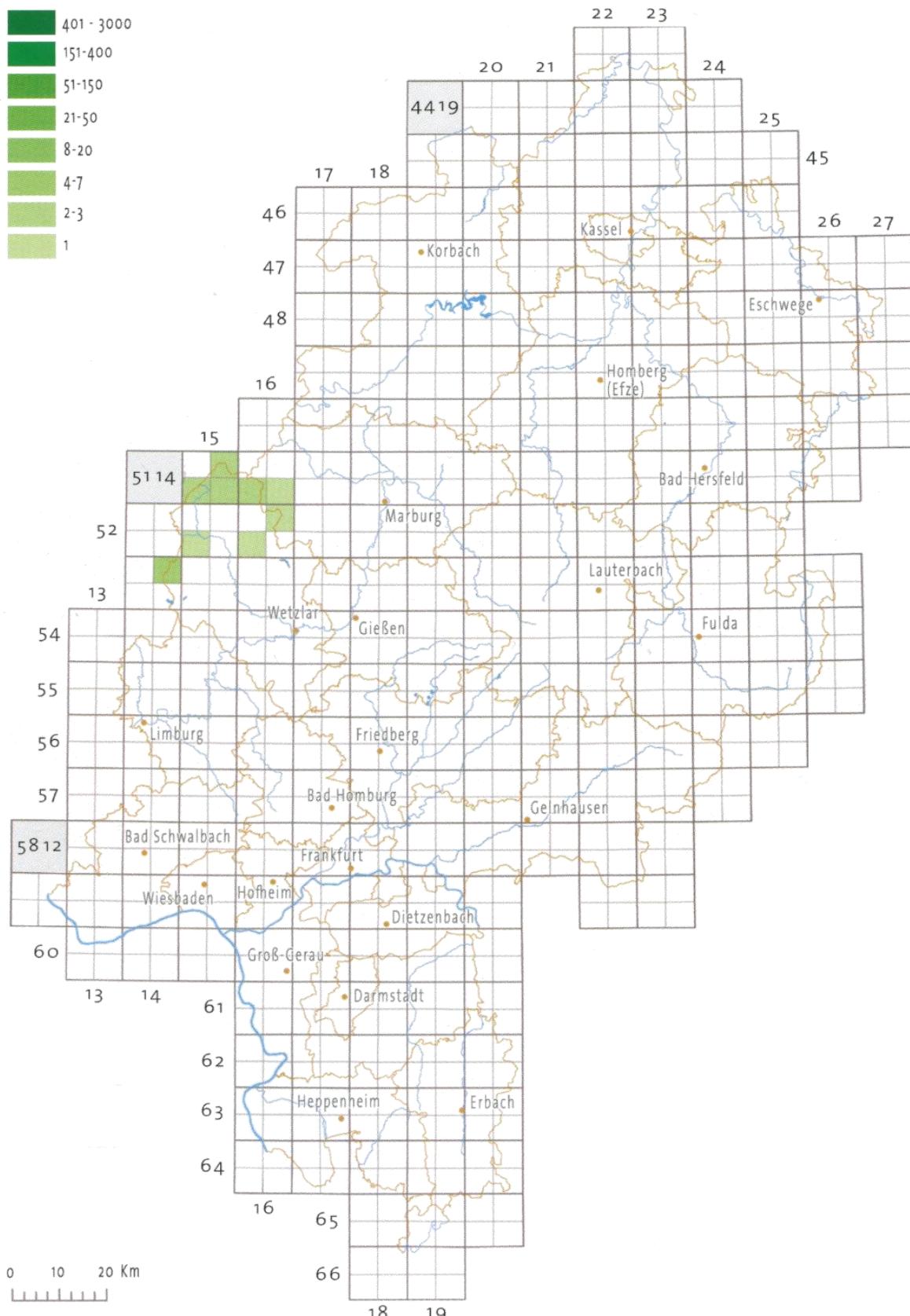


Abb. 6.5 Brutverteilung des Westlichen Haselhuhns in Hessen 2005–2009 (aus STÜBING *et al.* 2010).

Fig. 6.5 Aire de reproduction de la Gelinotte des bois de l’Ouest en Hesse, période 2005–2009 (d’après STÜBING *et al.* 2010).

2.1.3 Verbreitung in Hessen

In HE war das Haselhuhn bis Mitte des 18. Jahrhunderts in allen Mittelgebirgsregionen außer dem Vogelsberg weit verbreitet (SUNKEL 1926, GEBHARDT & SUNKEL 1954). Es ging jedoch auch hier bis Mitte des 20. Jahrhunderts stark zurück. In den Landesübersichten erschwert eine fehlende Differenzierung zwischen den Unterarten die Auswertung. *T. b. rhenana* soll auf den Westen Hessens beschränkt gewesen sein, einschließlich des hessischen Westerwalds, Lahn-Dill-Kreises, Marburg-Biedenkopf und wohl auch im Edergebiet und vielleicht am Hohen Meißner (GLUTZ *et al.* 1981, GEBHARDT & SUNKEL 1954, BERG-SCHLOSSER 1968). In den übrigen Mittelgebirgen östlich der Linie Wetterau-Ohmgrund-Kasseler Becken (d. h. in Rhön, Spessart und Odenwald) handelte es sich demnach um *T. b. rupestris* (GLUTZ *et al.* 1981). Widersprüchlich stellt sich die Situation im Taunus dar, der zum Rheinischen Schiefergebirge zählt und laut älteren Angaben von *T. b. rhenana* besiedelt gewesen sein soll (BAUER 1960, JÜRGENS in HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ 2000, BERGMANN *et al.* 1996). Die neueren genetischen Untersuchungen an Museumsbälgen kommen dagegen auf geringer Materialbasis zu dem Schluss, dass die Vögel dort zu *T. b. rupestris* gehören (SCHREIBER *et al.* 2015, SCHREIBER in diesem Band).

1987 bis 1997 gelangen regelmäßige Beobachtungen nur noch in den Haubergen des nördlichen Lahn-Dill-Kreises im Dreiländereck von HE, NRW und RLP; zudem gab es wohl völlig isolierte Vorkommen im Hochtaunuskreis (wohl nicht *T. b. rhenana*), im Burgwald und in den Lahnbergen bei Marburg (JÜRGENS in HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ 2000). Zu Beginn des 21. Jahrhunderts waren nur noch wenige Brutpaare in den Haubergen des Rothaargebirges und im Westerwald bekannt (Abb. 6.5), wo Verbindung zu Vorkommen im rheinland-pfälzischen Westerwald und ins Siegerland (NRW) bestanden haben sollen (STÜBING *et al.* 2010). In HE gibt es trotz weiträumiger, intensiver Vogelzählungen in den Haubergen des nördlichen Lahn-Dill-Kreises (J. KAMP, in litt.) und gezielter Suchen nach dem Haselhuhn in diesem Gebiet (HANDSCHUH 2015, H.-O. THORN mdl. Mitt.) aktuell keinen belegten Nachweis des westlichen Haselhuhns mehr. Grenznahe, unbestätigte Verdachtsvorkommen bestehen im nordrhein-westfälischen Hochsauerland (aktuell nur sehr wenige, ungesicherte Hinweise; HANDSCHUH 2017) und im Siegerland (aktuell nur sehr wenige Hinweise im nordrhein-westfälischen Teil, aber kürzlich erfolgte Nachsuchen in diesem Raum waren erfolglos; HANDSCHUH 2018a, b). Ebenso fehlen aktuell sichere Nachweise im rheinland-pfälzischen Hohen Westerwald und kürzlich durchgeführte, stichprobenartige Nachsuchen waren erfolglos (HANDSCHUH 2017, M. HANDSCHUH eigene Beob.). Weitere Nachsuchen sind geplant.

2.1.4 Verbreitung im Saarland

Die ehemals recht weite Verbreitung von *T. b. rhenana* im SL war bis 1965 auf wenige Vorkommen im südlichen Hunsrück (Schwarzwälder Hochwald) und den sich anschließenden Ausläufern des Nordpfälzer Berglandes sowie im nördlichen Schaumbergvorland (Büschenfeld bis Primstal) zurückgegangen (ROTH *et al.* 1990, ROI & GEYR VON SCHWEPPENBURG 1912). Ausgang des 20. Jahrhunderts (1996–2000) lagen lediglich noch elf Nachweise in den Regionen Mettlach-Saarhölzbach, Teufelskopf, Sötern-Bosen und Lockweiler-Krettnich-Theley vor (Abb. 6.6).

Kartierung 1996–2000 · N = 10 · F = 0,8 %

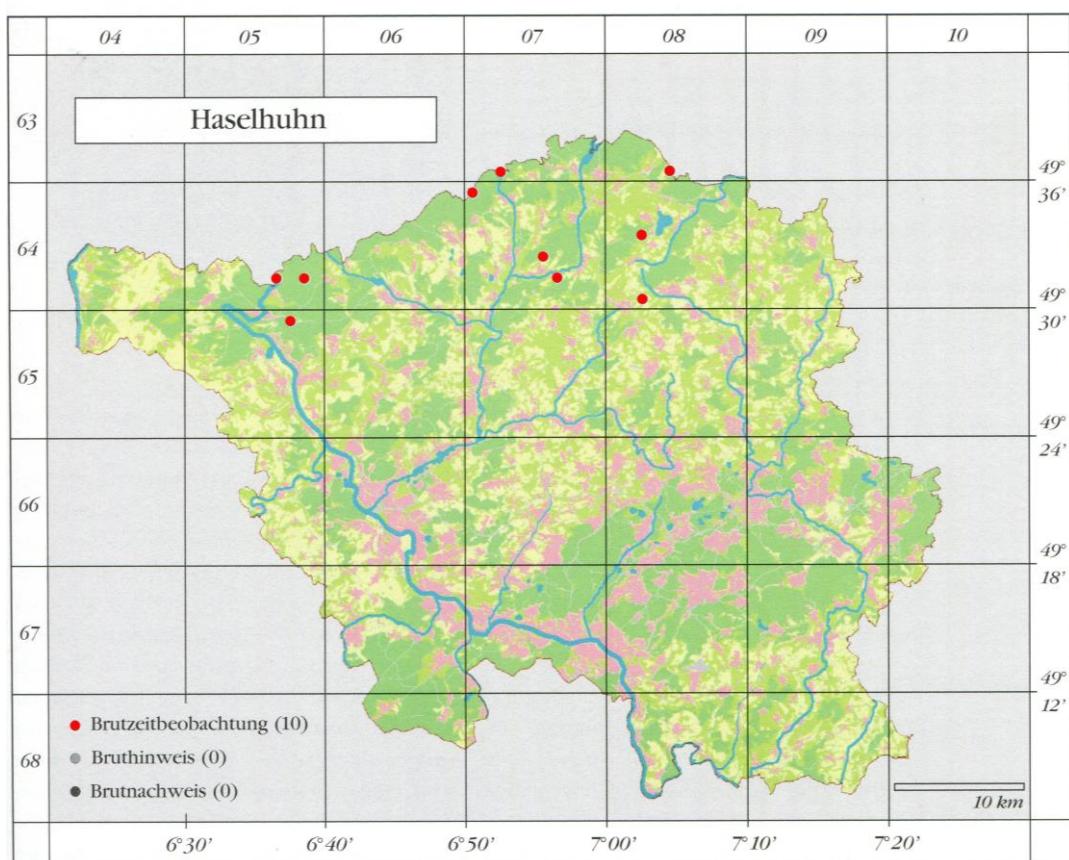


Abb. 6.6 Brutverbreitung des Westlichen Haselhuhns im Saarland 1996–2000 (leicht verändert aus Bos *et al.* 2005).

Fig. 6.6 Aire de reproduction de la Gelinotte des bois de l'Ouest dans la Sarre, période 1996–2000 (d'après Bos *et al.* 2005).

Zuzüglich weiterer Feststellungen von Anfang der 1990er-Jahre ergibt sich ein Verbreitungsbild ähnlich dem in den 1960er-Jahren, aber mit deutlicher Reduzierung und Verinselung der Vorkommen (BOS *et al.* 2005). Ähnlich der Situation im benachbarten RLP gibt es zwar noch neuere Meldungen aus diesen Regionen, aber keinen belegten Nachweis. Kürzlich erfolgte, stichprobennartige Nachsuchen durch M. HANDSCHUH, C. BRAUNBERGER, R. KLEIN, E. NOTZ, B. FRÖHLICH-SCHMIDT, N. ROTH, J. FRICKE, B. KONRAD, A. KLAMM, M. SMOLIS und C. DIETZEN waren erfolglos. Weitere, systematische Nachsuchen sind geplant.

2.2 Angaben zur Bestandsgröße

Die Schwierigkeiten der Erfassung der Verbreitung des Haselhuhns treffen in noch weitaus größerem Maße auf die Ermittlung von Bestandsanzahlen zu und machen präzise Angaben auf großer Fläche nahezu unmöglich. Das direkte Zählen von Brutpaaren, Revieren oder gar Individuen ist außer in Kleinbeständen schwierig und problematisch, so dass alle Bestandsangaben mehr oder weniger groben Schätzungen entsprechen und ausnahmslos mit erheblichen Unsicherheiten belegt sind. Auch hier spiegelt sich zudem das Verwechslungspotenzial mit anderen Arten wieder. Alle nachfolgenden Ausführungen sind demzufolge immer mit einem „± X“ zu verstehen.

2.2.1 Bestand in Rheinland-Pfalz

Die Schrumpfung des Verbreitungsgebietes in RLP (s. o.) ist aus Bestandsschätzungen in verschiedenen Teilbereichen und dem gesamten Land erkennbar. Historische Bestandsangaben fehlen weitgehend, es gibt nur indirekte Hinweise auf eine gewisse Häufigkeit, z. B. den Abschuss von 30 Haselhühnern im Forstamt Wittlich im Jahre 1760 (ROSEN 2005) oder 589 Abschüsse 1886 in heute zu RLP gehörenden Kreisen des Staates Preußen (SCHMIDT 1986, SCHELLACK 1965). Auf der Grundlage von historischen Daten mutmaßte SCHMIDT (1986) für die Zeit am Ende des 19. Jahrhunderts einen rheinland-pfälzischen Mindestbestand von etwa 2.000 Haselhühnern, davon rund 800 in Westerwald und Ahrgebirge. In den 1930er-Jahren beliefen sich die Schätzungen auf 1.500 Individuen (WEIDEMANN 1938). Aus dem Pfälzerwald liegen keine Bestandsangaben vor, aber hier war das Westliche Haselhuhn bereits Anfang des 20. Jahrhunderts stark zurückgegangen und spätestens in den 1950er-Jahren verschollen (GROH 1965). In Teilen der Eifel lässt sich der langsame Beginn einer Bestandsabnahme schon auf die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts datieren. Im ehemaligen Kreis Prüm hat man 1930 noch 100–120 Individuen geschätzt (KRAMER 1966), Anfang der 1960er-Jahre 90 Individuen (POPP & MÜLLER 1966), aber bereits ab 1972 gelang keine Feststellung mehr (LIESER 1990). Wurden für das Moselgebiet, die West- und die Osteifel um 1965 noch jeweils 115–120 (Kreise Trier, Wittlich, Cochem), 98 (Kreise Bitburg, Prüm) bzw. 60–70 Haselhühner (Kreise Daun, Mayen) angenommen (POPP & MÜLLER 1966), waren es Anfang der 1980er-Jahre nur noch jeweils 20, 10 bzw. 20 Reviere (LIESER 1990). Die größte Teilstpopulation bestand Anfang der 1960er-Jahre mit 200–300 Individuen im Ahrgebirge (POPP & MÜLLER 1966), wo sich zu Beginn der 1980er-Jahre nur noch 29–34 Brutreviere ermittelten ließen (SCHMIDT 1986). Im Westerwald diagnostizierte STAUDE (1966) eine deutliche Abnahme von 1951 bis 1964/65, ohne genaue Zahlen zu nennen. Mitte der 1980er-Jahre wurde dort ein Bestand von 57 bis 71 Revierpaaren ermittelt (SCHMIDT 1986).

Der Gesamtbestand der ehemaligen Regierungsbezirke Koblenz (500 Individuen) und Trier (245 Individuen), d. h. eines Großteils des zu dieser Zeit bekannten Verbreitungsgebietes in RLP, belief sich somit 1964 auf knapp 750 Individuen bzw. etwa 375 Brutpaare (POPP & MÜLLER 1966).

Um 1990 soll der rheinland-pfälzische Bestand auf unter 120 Paare gesunken sein (KLIMM 1990). Von derselben Größenordnung ging man auch noch zu Beginn des 21. Jahrhunderts aus (KLAUS & BERGMANN 2004, BOSCHERT 2005), obwohl sich das Verbreitungsgebiet in derselben Zeit um etwa 50 % verkleinert hatte (DIETZEN 2015). Die STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE FÜR HESSEN, RHEINLAND-PFALZ UND DAS SAARLAND nimmt für RLP für 2010 einen Gesamtbestand von etwa 120 Revierpaaren an (BAUSCHMANN 2011). Andere Autoren gehen allerdings noch mehrere Jahre später von nahezu doppelt so hohen Beständen aus (SIMON *et al.* 2014, GEDEON *et al.* 2014). Summiert man die halbquantitativen Angaben aus ADEBAR (beruhend auf „Expertenschätzung“) auf, ergibt sich 2005–2009 eine Größenordnung von < 90 bis maximal 145 Revieren. Also zusammenfassend: 1990 120 Reviere, 2000–2009 < 90–145 Reviere, 2010 120 Reviere und 2013 250 Reviere, jeweils ohne detaillierte Bestandsaufnahmen.

In RLP ist für den Zeitraum 1885–1985 ein Rückgang um mind. 90 % anzunehmen, der in der Folge weiter fortgeschritten ist. Da in der jüngsten Vergangenheit einige der bis 2010 vermeintlich noch besetzten Regionen verwaist zu sein scheinen, ist ein Bestand in den oben genannten Größenordnungen extrem unwahrscheinlich.

2.2.2 Bestand in Nordrhein-Westfalen

Allgemein galt das Haselhuhn in historischer Zeit als „häufiger“ Brutvogel der Mittelgebirge von NRW. Vereinzelt liegen konkrete Zahlenangaben in Form von Jagdstrecken vor, z. B. 272 erlegte Haselhühner in Wittgenstein-Hohenstein im 18. Jhd., 180 erlegt 1783–1815 in Wittgenstein-Berleburg, 133 erlegt ebenda 1853–1881, und 39 erlegt 1901–1912 im Revier Brilon (PEITZ-MEIER 1969). Bereits damals zeichnete sich somit der bis heute anhaltende Bestandsrückgang ab.

Während einerseits für die 1960er-Jahre noch 230 Individuen alleine im westfälischen Landesteil angenommen wurden (MEBS 1985 zitiert in GRÜNEBERG *et al.* 2013), ermittelten andere Autoren für ganz NRW noch 225–350 Vögel (POPP & MÜLLER 1966, GLUTZ *et al.* 1981). Bereits Anfang der 1970er-Jahre sollen Schätzungen von etwa 128 Vögeln (FRANK & DISCHNER 1971 zit. in GLUTZ *et al.* 1981) im Regierungsbezirk Köln deutlich zu optimistisch gewesen sein (MILDENBERGER 1982). Hier sind die Schwierigkeiten von Bestandsschätzungen aus Umfragen offensichtlich, da die Schätzungen von Jagdbiologen (1971 Reg.-Bez. Köln: 128 Individuen, s. o.) deutlich höher ausfallen als ornithologische Datensammlungen (1964 Reg.-Bez. Köln: 30 Individuen, POPP & MÜLLER 1966).

Zu Beginn des 21. Jahrhunderts hat der landesweite Bestand mutmaßlich noch 15–25 Reviere umfasst (davon: Eifel fünf, Siegerland zehn, Egge fünf Reviere) (GRÜNEBERG *et al.* 2013, GEDEON *et al.* 2014) und diese Angaben sind bis heute im Umlauf (HERKENRATH *et al.* 2017, GRÜNEBERG *et al.* 2016); sie sind nach erfolglosen Nachsuchen in diesen Gebieten jedoch höchst unwahrscheinlich.

2.2.3 Bestand in Hessen

Leider wurde bei den historischen Bestandsangaben für HE nicht zwischen *T. b. rhenana* und *T. b. rupestris* unterschieden (s. Verbreitung in HE). Anhand von Jagdstrecken und allgemeinen Häufigkeitsangaben schätzte JÜRGENS (in HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ 2000) den hessischen Landesbestand im 18. Jhd. auf 1.500–2.000 BP (also bis zu 4.000 Individuen), der scheinbar bereits weniger als 100 Jahre später, nämlich bis ca. 1850, um bis zu 95 % auf nur noch ca. 200 Individuen zurückgegangen war. Wiederum einhundert Jahre später, nämlich 1951, beliefen sich Schätzungen, und zwar diesmal nur für *T. b. rhenana*, dagegen immer noch auf 148–166 Individuen (GEBHARDT & SUNKEL 1954). Dies muss starke Zweifel an der Validität der Zahlen wecken. 1963 wurden 135 Exemplare und bereits ein Jahr später (1964) nur noch ca. 50 Tiere geschätzt (BERG-SCHLOSSER 1968). Letzteres steht zudem in deutlichem Widerspruch zu den Schätzungen von 160 Vögeln für das Jahr 1964 aus Befragungen der Jagdbehörden (POPP & MÜLLER 1966). Letztere Angabe bezieht sich allerdings auf ganz HE, d. h. inklusive *T. b. rupestris*. Ausgangs des 20. Jahrhunderts waren landesweit nur noch etwa 6–15 Westliche Haselhühner bekannt, der Gesamtbestand lag 1995 sicherlich unter 20 Tieren (JÜRGENS in HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ 2000).

Die STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE FÜR HESSEN, RHEINLAND-PFALZ UND DAS SAARLAND und andere Autoren gehen für 2010 immer noch unverändert von einem hessischen Gesamtbestand von etwa 15–20 Revieren aus (BAUSCHMANN 2011, STÜBING *et al.* 2010, GEDEON *et al.* 2014, HERKENRATH *et al.* 2017, HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT 2016), obwohl seit ungefähr der Jahrtausendwende kein sicherer Nachweis mehr vorlag. Auf der Grundlage von erfolgloser

Nachsorge in jüngster Zeit dürfte der aktuelle Bestand deutlich niedriger liegen und das Taxon ist wahrscheinlich sogar bereits als regelmäßiger Brutvogel verschwunden (HANDSCHUH 2015, 2017).

2.2.4 Bestand im Saarland

Im Saarland umfassten die verbliebenen Vorkommen 1964 scheinbar noch 95 Vögel (POPP & MÜLLER 1966) bzw. 43–55 Brutpaare 1965 (WEYERS 1968). Unter Annahme eines Bestandsrückgangs von knapp 90 % (WEYERS 1968) zählte demzufolge die saarländische Population um 1900 noch 430–550 Brutpaare.

Um 2000 wurde im saarländischen Brutvogelatlas von etwa 5–20 Revieren ausgegangen (BOS *et al.* 2005). Diese Angabe findet sich unverändert in allen nachfolgenden Veröffentlichungen (BAUSCHMANN 2011, GEDEON *et al.* 2014, HERKENRATH *et al.* 2017).

3 Diskussion

Das Westliche Haselhuhn war bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts im Rheinischen Schiefergebirge und in angrenzenden Regionen zweifellos weit verbreitet und nicht selten. Bereits vor den 1950er-Jahren machten sich überall erhebliche Bestandsrückgänge bemerkbar, die sich darin äußerten, dass in zahlreichen Regionen nur noch wenige oder gar keine Beobachtungen mehr gelangen. Das Haselhuhn gilt als extremer Standvogel und größere Zug- oder Dismigrationsbewegungen gibt es nicht (SWENSON 1991, 1995, MONTADERT & LEONARD 2006, 2011, LIESER 1994), so dass Reliktpopulationen in kleinen isolierten Habitatinseln zwangsläufig einem großen Aussterberisiko unterliegen. Eine Wiederbesiedlung ehemaliger Reviere ist nur möglich, sofern eine für Haselhühner überbrückbare Verbindung zu noch besetzten Vorkommen besteht. Je nach Lebensraumqualität benötigen einzelne Paare von 10 ha bis zu 80 ha Fläche, um ganzjährig Zugang zu Nahrung und Deckung zu haben (GLUTZ *et al.* 1973).

Die Rückgangsursachen sind beim Haselhuhn hinreichend bekannt (z. B. BERGMANN *et al.* 1996, KLAUS & BERGMANN 2004, LIESER 1990, DIETZEN 2015) und bestätigen sich in den derzeit laufenden Untersuchungen (HANDSCHUH 2018b, HANDSCHUH im Druck a & b):

- Änderungen in der Waldbewirtschaftung, vor allem das Ende der traditionellen Niederwaldwirtschaft in weiten Teilen des Rheinischen Schiefergebirges, mit Überführung der Niederwälder in monotone Altersklassenbestände (Hochwald), Bekämpfung „forstlicher Unkräuter“ (Weichhölzer), Überalterung verbliebener Niederwaldbestände infolge der Nutzungsaufgabe und damit einhergehende Habitatfragmentierung und Verinselung der Teilpopulationen;
- Zerstörung des Lebensraums durch (meist anthropogen herbeigeführte) hohe Dichten von Pflanzenfressern (Reh *Capreolus capreolus*, Rothirsch *Cervus elaphus*), die Nahrung und Deckung für das Haselhuhn reduzieren.

Vermutlich wirkt sich auch zunehmende Prädation von Gelegen und Dunenjungen durch stark angewachsene Bestände des Schwarzwilds (*Sus scrofa*) negativ aus. Zudem können hohe

Siedlungsdichten karnivorer, z. T. invasiver Säuger wie Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Waschbär (*Procyon lotor*), Marder (*Martes spp.*) und Dachs (*Meles meles*) alle Altersstadien empfindlich beeinflussen, vor allem in isolierten Reliktvorkommen (z. B. BAUER 1960).

Der Fortbestand von *T. b. rhenana* ist eng an die nachhaltige Sicherung und Schaffung junger Stadien der Waldentwicklung mit gutem Deckungsangebot, hoher Grenzliniendichte und ausreichend Nahrungspflanzen gebunden (LIESER 1990, SCHMIDT & SCHMIDT-FASEL 1984). Die im Ergebnisteil skizzierte anhaltend negative Entwicklung von Verbreitung und Beständen zeigt, dass sämtliche bisher ergriffenen Schutzmaßnahmen (s. Zusammenstellung bei HERKENRATH *et al.* 2017) in allen betroffenen Bundesländern erfolglos waren. Möglicherweise setzt der Bestandserhalt die Existenz einer kritischen minimalen Populationsgröße voraus, die nicht unterschritten werden darf, um beispielsweise die Mortalität auszugleichen. Die genaue Größe dieses erforderlichen Existenzminimums ist derzeit für *T. b. rhenana* nicht bekannt.

Aufgrund der versteckten Lebensweise in deckungsreichen Lebensräumen ist *T. b. rhenana* schwierig zu erfassen (BERGMANN *et al.* 1996, SÜDBECK *et al.* 2005, ZBINDEN 1979). Zwar bieten Nachweise über indirekte Feststellungen (z. B. Losungs-, Federfunde, Huderplätze) die Möglichkeit, das Vorkommen der Art in einem Gebiet zweifelsfrei zu belegen, aber quantitative Aussagen bleiben ohne aufwändige Untersuchungen mit großen Unsicherheiten behaftet. Sichtbeobachtungen des Haselhuhns gelingen nur selten und der Artnachweis geschieht daher überwiegend auf indirektem Weg (z. B. BERGMANN *et al.* 1996; S. KLAUS, M. MONTADERT, M. LIESER, pers. Mitt.).

Diese Erfassungsschwierigkeiten, zusammen mit der ehemals weiten Verbreitung, erschweren die Analyse der aktuellen Situation ganz erheblich. Einerseits ergibt sich daraus für unerfahrene Beobachter ein nicht zu unterschätzendes Risiko für Fehlbestimmungen während der meist zufälligen und im dichten Wald oft überraschenden Begegnungen mit aufgescheuchten Vögeln. Diese führen beispielsweise dazu, dass vor allem Waldschnepfen, aber auch andere Arten im (ehemaligen) Verbreitungsgebiet von *T. b. rhenana* für Haselhühner gehalten werden. Das ist durch die kritische Überprüfung zahlreicher Meldungen eindeutig erwiesen (HANDSCHUH 2017). Eine Dokumentation anhand harter Fakten (Fotografieren oder Einsammeln von Losung oder Mauserfedern) erfolgte in jüngster Zeit nur sehr selten und belegte in den überprüfbarer Fällen eine Fehlbestimmung, bis auf eine einzige Ausnahme aus RLP (Foto von Losung im Elztal, Landkreis Mayen-Koblenz, aus 2016, M. ACKERKNECHT), wo trotz mehrerer anschließender erfolgloser Nachsuchen durch M. ACKERKNECHT, T. ASCH, C. DIETZEN und M. HANDSCHUH das Haselhuhn nicht zweifellos ausgeschlossen werden konnte. Auch wenn die Bestimmungsschwierigkeiten sicherlich schon in der Vergangenheit eine Rolle spielten und die meisten Beobachtungen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ebenfalls nicht lückenlos dokumentiert sind, ist der daraus resultierende Fehler auf die Bestandsschätzung stark angestiegen, da die Anzahl zuverlässiger Funde gegen Null zurückging. Hier sollte die Aufnahme von *T. b. rhenana* in die Listen dokumentationspflichtiger Vogelarten Abhilfe schaffen (DIETZEN & HANDSCHUH 2018).

Des Weiteren herrscht verbreitet die optimistische Annahme, dass das Fehlen von Feststellungen in geeignet erscheinenden Lebensräumen einzig der heimlichen Lebensweise von *T. b. rhenana* geschuldet wäre. So wird oft angenommen, die ehemaligen Verbreitungsgebiete, welche die Beobachter in einigen Fällen zudem vergleichsweise selten aufsuchen, seien nach wie vor besetzt. Dies ist umso mehr der Fall, wenn vereinzelte (aber unbelegte) Zufallsbeobachtungen aus vormals besetzten Regionen vorliegen, die dann unkritisch übernommen werden. So ist zu

erklären, dass sich Bestandsangaben in verschiedenen Bundesländern über Jahrzehnte nicht verändern. Z. B. waren in Hessen bereits 1995 noch maximal 15 Individuen bekannt (JÜRGENS in HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ 2000). Diese Bestandsangabe hält sich bis heute in avifaunistischen und behördlichen Veröffentlichungen (BAUSCHMANN 2011, STÜBING *et al.* 2010, GEDEON *et al.* 2014, HERKENRATH *et al.* 2017, HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT 2016), obwohl selbst gezielte Nachsuchen keine zweifelsfreien Nachweise mehr erbrachten. Diese Problematik gilt offensichtlich für das gesamte ehemalige Verbreitungsgebiet von *T. b. rhenana* in NRW, RLP, HE und im SL, wo vor 20–30 Jahren publizierte Angaben bis heute ± unverändert kolportiert werden. Mitursächlich dafür ist auch die Tatsache, dass die Art im Rahmen der üblichen Monitoring-Programme nicht quantitativ zu erfassen ist und von jeher immer nur Schätzungen möglich waren, die zudem in den seltensten Fällen von tatsächlichen Artexperten vorgenommen wurden. Die Bestandsschätzungen orientierten sich aufgrund vereinzelter (aber unbelegter) Zufallsbeobachtungen und mangels aktueller Alternativen ganz offensichtlich überwiegend an zuvor publizierten Angaben, auch wenn diese zum fraglichen Zeitpunkt bereits keine Gültigkeit mehr hatten. Sie sind daher eher Spekulation als Spiegelbild der realen Situation. Artexperten zeichnen bereits seit gut zwei Jahrzehnten einhellig ein viel düstereres Bild von der Bestands situation von *T. b. rhenana* in Deutschland (M. LIESER, in litt.).

Im Übrigen besteht in jüngerer Zeit vielerorts die irrtümliche Annahme, dass aus neu entstandenen potenziell Haselhuhn-Jungwald-Lebensraum auf ehemaligen Kahlflächen der „Jahrhundertstürme“ Vivian & Wibke (1990), Lothar (1999) und Kyrill (2007) auf ein Vorkommen des Westlichen Haselhuhns geschlossen werden kann. Damit wird in manchen Gebieten die Annahme begründet, dass es dem Taxon „bestimmt nicht so schlecht gehen würde“, da sich doch die Lebensraumsituation offensichtlich verbessert habe. Wenn das Haselhuhn jedoch bereits vor dem Entstehen neuen Lebensraums weiträumig verschwunden war, kommt es trotz Neuentstehung von Lebensraum nicht zurück, denn die Art ist ein extremer Standvogel ohne Zugverhalten oder weiträumige Dispersion (div. Autoren zit. in BERGMANN et al 1996). Eindrucksvoll belegt ist dies z. B. aus dem Schwarzwald, wo *T. b. rupestris* verschwand, kurz bevor riesige Jungwälder auf ehemaligen Sturmwurfflächen in ein geeignetes Altersstadium einwuchsen und somit diese weiträumigen potentiellen Lebensräume bis heute unbesiedelt blieben (T. ASCH, mündl. Mitt.; M. HANDSCHUH, eigene Beobachtung).

Die Situation in Deutschland ist vergleichbar mit Luxemburg, wo auf Grundlage regelmäßiger, vermeintlicher Sichtbeobachtungen des Westlichen Haselhuhns ebenfalls seit vielen Jahren ein sich zahlenmäßig kaum änderndes Restvorkommen angenommen wurde. Dieses existiert jedoch nicht mehr, wie eine intensive Suche 2018 zeigte (HANDSCHUH 2018b, HANDSCHUH im Druck a & b). Auch alle bisher in Westdeutschland (NRW, RLP, HE, SL) kontrollierten ehemaligen Vorkommen und Meldungen seit 2010 ergaben bisher keinen einzigen Nachweis (HANDSCHUH 2017) und bestätigen somit ausnahmslos die Einschätzung von Artexperten, die eine extreme Seltenheit des Westlichen Haselhuhns bis hin zu einem wahrscheinlich bereits erfolgten Aussterben annehmen. Im Gegensatz dazu erbringen Kontrollerhebungen durch dieselben Personen in von Haselhühnern besetzten Regionen der Alpen und des Französischen und Schweizer Juras schon in kürzester Suchzeit zweifelsfreie indirekte Nachweise (Losung und Mauserfedern) (vgl. HANDSCHUH 2018b, HANDSCHUH im Druck a und b).

Es ist nach derzeitigem Kenntnisstand als gesichert anzusehen, dass sich die Verbreitung und der Bestand von *T. b. rhenana* spätestens in den vergangenen 10–20 Jahren nochmals dramatisch verschlechtert haben. Bei dem wiederholt zitierten Gesamtbestand der Unterart in Deutschland (zuletzt HERKENRATH *et al.* 2017) und bei den Bestandsangaben für höchstwahrscheinlich alle in die Schätzungen eingeflossenen deutschen Teilpopulationen handelt es sich mit Sicherheit um eine Überschätzung. Diese Angaben beschreiben am ehesten die Situation in den 1980er- bis 1990er-Jahren. Bereits damals waren die Vorkommen in NRW und HE kritisch niedrig und weder die Zunahme der zuvor skizzierten Verlustursachen, noch die erfolglosen rezenten Kontrollen potentieller Lebensräume geben Grund zur Hoffnung, dass sich daran etwas geändert haben könnte.

Auch für RLP sind die behördlichen Bestandsschätzungen (SIMON *et al.* 2014, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2018a) zweifellos längst überholt und vermitteln ein völlig falsches Bild zu Vorkommen und Beständen (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2018b). Die zugrundeliegenden „Erfassungen“ stammen ausnahmslos aus den 1980er- und 1990er-Jahren (z. B. HEINEN 1989, LIESER 1987, SCHAUSTEN & EISLÖFFEL 1995) und beruhten schon damals nicht auf quantitativ erhobenen Daten, sondern berücksichtigten überwiegend Zufallsfunde unterschiedlicher Qualität. Erfolglose Nachsuchen in mehreren ehemals in höherer Siedlungsdichte besetzten Gebieten belegen, dass der Bestand nicht unverändert geblieben ist, zumal sich das Verbreitungsareal seither gravierend verkleinert hat (um mindestens 50 %, DIETZEN 2015).

Es gibt in RLP, SL und NRW wenige große, noch nicht mit der notwendigen Gründlichkeit untersuchte Flächen mit vermutlich geeignetem Lebensraum. Diese könnten möglicherweise noch Vorkommen beherbergen. Auch in HE wird weiterhin gesucht. Dennoch gibt das Ausbleiben sicherer Nachweise trotz intensiver Suchen in ehemaligen Verbreitungsschwerpunkten (z. B. in der Ahreifel) berechtigten Anlass zu allergrößter Sorge.

4 Schlussfolgerungen

In Deutschland gibt es derzeit zwei gegensätzliche Einschätzungen zu Verbreitung und Beständen des Westlichen Haselhuhns: Während Artexperten, wenn überhaupt, allenfalls noch auf lokale Reliktpopulationen in wenigen, noch nicht ausreichend untersuchten Gebieten hoffen, suggerieren – wohl überwiegend veraltete – hohe Bestandsangaben in Brutvogelatlanten, Roten Listen und behördlichen Datenblättern eine recht stabile Situation. Momentan deuten alle Fakten, insbesondere das Ausbleiben sicherer Nachweise in ehemaligen Verbreitungsschwerpunkten trotz intensiver Nachsuche, eindeutig in Richtung der Expertenmeinung, d. h. das Westliche Haselhuhn zeigt einen extrem kritischen Erhaltungszustand und ist großflächig bereits ausgestorben. Es ist naturgemäß sehr viel schwieriger, ein Nicht-Vorkommen zu beweisen als ein Vorkommen, insbesondere für ein Taxon wie *T. b. rhenana*, das schwierig zu erfassen ist. Sehr lange Zeit begründeten die Optimisten das Fehlen von Nachweisen mit den Erfassungsschwierigkeiten und schufen auf diese Weise eine trügerische Sicherheit in Bezug auf den Erhaltungszustand. Die aktuellen Vergleichsuntersuchungen in noch besetzten Regionen zeigen jedoch, dass Experten in der Lage sind, die Art schnell und sicher nachzuweisen, sofern sie vorkommt, so dass die Mahnungen dieser Artkenner nicht ignoriert oder mit dem Hinweis auf Erfassungsschwierigkeiten abgetan werden dürfen.

Bevor sich gezielte und Erfolg versprechende Schutzmaßnahmen für *T. b. rhenana* umsetzen lassen, ist die Klärung des Status in noch verbliebenen Gebieten mit potenziellen Vorkommen unerlässlich. Eine sorgfältige Erfassung aller potenziell geeigneten Lebensräume ist ehrenamtlich nicht zu realisieren. Hier sind die Behörden aufgefordert, finanzielle Mittel bereitzustellen, um die Kontrolle auch größerer Flächen durch ausgewiesene Experten zu ermöglichen. Im Falle positiver Nachweise sind umgehend *in situ*-Schutzmaßnahmen zu ergreifen (Lebensraumerhaltung, ggf. Prädatoren- und Ungulaten-Management usw.). In Anbetracht der äußerst prekären Bestandssituation von *T. b. rhenana* scheint auch die Erhaltungszucht mit Etablierung einer Sicherheitspopulation in Menschenobhut ein probates Mittel, um das Taxon vor dem weltweiten Aussterben zu retten und um die notwendige Zeit für die Wiederherstellung geeigneter Lebensräume zu gewinnen.

Dank

Die Autoren danken ARND SCHREIBER für konstruktive Anmerkungen zu früheren Versionen des Manuskripts und MARC MONTADERT für die Erstellung der französischen Übersetzungen. Die GESELLSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ UND ORNITHOLOGIE RHEINLAND-PFALZ E. V., der Romneya-Verlag, die NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT E. V., die HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ E. V. und der ORNITHOLOGISCHE BEOBACHTERRING SAAR genehmigten die Reproduktion der Verbreitungskarten unkompliziert und freundlich.

Unser spezieller Dank gilt SIEGI KLAUS, MANFRED LIESER, THOMAS ASCH und RALF SIANO, mit denen M. HANDSCHUH interessante Meldungen besprechen durfte. Alle folgenden Personen, in alphabetischer Reihenfolge, haben Daten zur Verfügung gestellt oder uns in anderer Weise unterstützt: MATHIAS ACKERKNECHT, NILS AGSTER, GERD BAUSCHMANN (VSW FRANKFURT), MARTIN BECKER, PETER BERTHOLD, HEINZ BÖKAMP, GERHARD BOTTERBERG, CHRISTOPH BRAUNBERGER (LUA SAARLAND), THOMAS BRÖTZ, URSULA EULER (BFN), CLAUDINE FELTEN, KATHRIN FIESLER, ULRICH FRANKE, JENS FRICKE, BARBARA FRÖHLICH-SCHMIDT, PETER HERKENRATH (LANUV NORDRHEIN-WESTFALEN), KARL-HEINZ HEYNE, IRENE HUGO, THOMAS ISSELBÄCHER (LfU RHEINLAND-PFALZ), HEINER JACKEN, ROBIN JÄHNE, MICHAEL JÖBGES (LANUV NORDRHEIN-WESTFALEN), DIETMAR JÜRGENS, ANDREAS KÄMPFER-LAUENSTEIN, JOHANNES KAMP, HERBERT KAUFMANN, HERBERT KIEWITZ (LfU RHEINLAND-PFALZ), KATHARINA KLEIN, ROLF KLEIN, MORITZ KLUSSMANN, CHRISTOPHER KÖNIG (DDA), BERND KONRAD, MATTHIAS KORN, MARTIN KRAFT, JÜRGEN LEHNERT, LOTHAR LENZ, RALPH MARTIN, MARC MONTADERT, CHRISTIAN NAPPÉE, EVA NOTZ, JEAN-JACQUES PFEFFER, GÜNTHER PFEIFFER, NORBERT ROTH, WOLFGANG SCHERZINGER, DIETER SCHMIDT, MICHAEL SCHMOLZ, MARTIN SCHNELL, MARTIN SCHORR, ARND SCHREIBER, MARTIN SCHULTZ, GERNOT SEGELBACHER, LUDWIG SIMON (LfU RHEINLAND-PFALZ), MANFRED SMOLIS, DAGMAR STIEFEL (VSW FRANKFURT), ILSE STORCH, GÜNTHER SÜBMILCH, JOCHEN TAMM, POL THELEN, HANS OTTO THORN, ARNE TORKLER, JOHANNES WAHL (DDA), HANS-RICHARD WEGENER, WILLI WEITZ, ANDREAS WELZEL, MATTHIAS WERNER (VSW FRANKFURT) und URSULA WILMERING.

Literatur

- ALBERTZ, J. 1955. Vogelbeobachtungen zwischen Mosel und Rhein. *Vogelwelt am Mittelrhein* **1**, 3–4.
- AUTORENkollektiv. 1976. Faunistische Mitteilungen aus Rheinland-Pfalz (3). *Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz* **4**, 104–113.
- BAUER, K. 1960. Variabilität und Rassengliederung des Haselhuhnes in Mitteleuropa. *Bonner Zoologische Beiträge* **11**, 1–18.
- BAUSCHMANN, G. 2011. Hauberge und Phantomhühner. *Der Falke* **58**, 339–340.
- BERG-SCHLOSSER, G. 1968. *Die Vögel Hessens. Ergänzungsband*. Frankfurt, Kramer.
- BERGMANN, H.-H., KLAUS, S., MÜLLER, F., SCHERZINGER, W., SWENSON, J. E. & J. WIESNER. 1996. *Die Haselhühner*. 4. Auflage. Magdeburg, Westarp.
- BOS, J., BUCHHEIT, M., AUSGEN, M. & O. ELLE. 2005. *Atlas der Brutvögel des Saarlandes*. Mandelbachtal, ORNITHOLOGISCHER BEOBACHTERRING SAAR.
- BOSCHERT, M. 2005. Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997 bis 2003. *Die Vogelwelt* **126**, 1–51.
- BOSSELMANN, J. 1970. Das Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) im Kreis Mayen. *Charadrius* **6**, 53–57.
- BOSSELMANN, J. & K.-H. CHRISTMANN.-H. 1974. Die Vogelwelt im Raum Andernach-Mayen-Cochem. Eine Gebietsavifauna der Eifel. *Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes* **3**, 1–119.
- BRAHTS, F. P. 1853. Vogel-Fauna von Neuwied. *Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der preußischen Rheinlande und Westfalens* **10**, 61–101.
- DIETZEN, C. 2014. Anthropogene Einflüsse und Konflikte. Pp. 582–722 in DIETZEN, C., DOLICH, T., GRUNWALD, T., KELLER, P., KUNZ, A., NIEHUIS, M., SCHÄF, M., SCHMOLZ, M. & M. WAGNER (Hrsg.). *Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 1 Allgemeiner Teil*. Mainz, GESELLSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ UND ORNITHOLOGIE (*Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft **46**).
- DIETZEN, C. 2015. Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* (KLEINSCHMIDT, 1917). Pp. 303–315 in DIETZEN, C., DOLICH, T., GRUNWALD, T., KELLER, P., KUNZ, A., NIEHUIS, M., SCHÄF, M., SCHMOLZ, M. & M. WAGNER (Hrsg.). *Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 2 Entenvögel bis Storchenvögel (Anseriformes–Ciconiiformes)*. Mainz, GESELLSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ UND ORNITHOLOGIE (*Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft **47**).
- DIETZEN, C. & M. HANDSCHUH. 2018. Arbeitskreis „Haselhuhn“. Die Suche nach einem Phantom – Das Westliche Haselhuhn in Rheinland-Pfalz. *GNOR-Info* **126**, 17–20.
- GEBHARDT, L. & W. SUNKEL. 1954. *Die Vögel Hessens*. Frankfurt, Kramer.
- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., EIKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I., KOOP, B., KRAMER, M., KRÜGER, T., ROTH, N., RYSLAVY, T., STÜBING, S., SUDMANN, S. R., STEFFENS, R., VÖKLER, F. & K. WITT. 2014. *Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German breeding birds*. Münster, STIFTUNG VOGELMONITORING DEUTSCHLAND und DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN.
- GEISENHEYNER, L. 1908. Wirbeltierfauna von Kreuznach unter Berücksichtigung des ganzen Nahegebietes, 2. Hälfte des III. Teiles: Vögel. *Wissenschaftliche Beilage zum Programm des Königlichen Gymnasiums zu Kreuznach*, 69–109.
- GENGLER, J. 1912. Materialien zur bayerischen Ornithologie VII. *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **11**, 19–108.

- GENGLER, J. & K. BERTRAM. 1909. Materialien zur bayerischen Ornithologie VI. Allgemeiner Bericht. *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* **9**, 84–167.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M. & E. BEZZEL. 1973. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5 Galliformes und Gruiformes*. Frankfurt, Akademische Verlagsgesellschaft.
- GROH, G. 1965. Vogelfauna von Neustadt an der Weinstraße und Umgebung. *Mitteilungen der Pollichia Reihe 3 Band 12*, 69–129.
- GROH, G. 1995. Zur Vogelsammlung der Pollichia. *Pfälzer Heimat* **46**, 92.
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., HERHAUS, F., HERKENRATH, P., JÖBGES, M., KÖNIG, H., NOTTMAYER, K., SCHIDELKO, K., SCHMITZ, M., SCHUBERT, W., STIELS, D. & J. WEISS. 2016. Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. *Charadrius* **52**, 1–66.
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., WEISS, J., JÖBGES, M., KÖNIG, H., LASKE, V., SCHMITZ, M. & A. SKIBBE. 2013. *Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens*. Münster, LWL-Museum für Naturkunde.
- HANDSCHUH, M. 2015. *Haselhuhn (Bonasa bonasia [rhenana]) im Lahn-Dill-Kreis. Schulung der „Vogelförster“ und Erbringung von Nachweisen der schwierig zu erfassenden Art im Vogelschutzgebiet „Hauberge bei Haiger“*. Unveröff. Bericht an die STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE FÜR HESSEN, RHEINLAND-PFALZ UND SAARLAND, 15 pp. + Anhang.
- HANDSCHUH, M. 2017. *Status and conservation needs of hazel grouse ssp. rhenana in Germany*. Presentation at the international symposium “An elusive gem facing extinction: Conservation breeding as the silver bullet for the survival of the hazel grouse subspecies *rhenana*? ” Bad Dürkheim, PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE, 2.12.2017–3.12.2017
- HANDSCHUH, M. 2018a. *Flächenbegehungen zur Suche nach dem Westlichen Haselhuhn (Tetrastes bonasia rhenana) in Nordrhein-Westfalen im Februar und März 2018: NSG „Rübgarten“ und NSG „Mahlscheid“ im Vogelschutzgebiet „Wälder und Wiesen bei Burbach und Neunkirchen“ sowie Raum Hagen*. Unveröff. Bericht an die VOGELSCHUTZWARTE NORDRHEIN-WESTFALEN, 15 pp. + Anhang.
- HANDSCHUH, M. 2018b. *Search for a relict population of the globally threatened Western hazel grouse Tetrastes bonasia rhenana in Luxembourg*. Unpublished Report for NATUR & ÖMWELT a.s.b.l., Centrale ornithologique, Luxembourg, 35 pp.
- HANDSCHUH, M. Im Druck (a). Possible extinction of the globally threatened Western hazel grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg. *Regulus Wissenschaftliche Berichte*.
- HANDSCHUH, M. Im Druck (b). Western hazel grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg: Understanding its demise and restoration measures required. *Regulus Wissenschaftliche Berichte*.
- HEINEN, A. 1989. *Artenschutzprojekt Haselhuhn (Bonasa bonasia rhenana KLEINSCHMIDT 1917) für die Gebiete des Hunsrück und des Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ, Bleiderdingen, 103 pp.
- HERKENRATH, P., BAUSCHMANN, G., JÖBGES, M. & J. WEISS. 2017. Das Westliche Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* – ein vom Aussterben bedrohtes Taxon in Deutschland. *Berichte zum Vogelschutz* **53/54**, 115–120.
- HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ (Hrg.). 2000. *Avifauna von Hessen*. Echzell, HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ.

- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg.). 2016. *Rote Liste der bestandsgefährdeten Brutvogelarten Hessens*. HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, Wiesbaden.
- HEUSSLER, W. & T. HEUSSLER. 1896. Die Vögel der Rheinpfalz und der unmittelbar angrenzenden Gebiete. *Ornis* **8**, 477–531.
- HOYO, J. D., ELLIOTT, A. & J. SARGATAL. (Eds). 1994. *Handbook of the Birds of the World. Volume 2. New World Vultures to Guineafowl*. Barcelona, Edicions Lynx.
- ISSELBÄCHER, K. & T. SSELBÄCHER. 2001. *Vogelschutz und Windenergie in Rheinland-Pfalz: Gutachten zur Ermittlung definierter Lebensraumfunktionen bestimmter Vogelarten (Vogelbrut-, -rast und -zuggebiete) in zur Errichtung von Windkraftanlagen geeigneten Bereichen von Rheinland-Pfalz*. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ, Materialien **2/2001**, 183 pp.
- JÄCKEL, A. J. 1891. *Systematische Übersicht der Vögel Bayerns*. München und Leipzig, Oldenbourg.
- KINZELBACH, R. 1965. Kommentierte Liste der Vögel der Pfalz. *Emberiza* **1**, 5–36.
- KLAUS, S. & H. H. BERGMANN. 2004. Situation der waldbewohnenden Raufußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. *Die Vogelwelt* **125**, 283–295.
- KLIMM, B. 1990. *Artenschutzprojekt Haselhuhn: Informationen über das Haselhuhn, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen*. Gutachten im Auftrag des MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ. Mainz, 8 pp.
- KNOLLE, F. 1985. Haselhuhn – *Bonasa bonasia* (L., 1758). Pp. 19–23 in KNOLLE, F. & H. HECKENROTH (Hrsg.). *Die Vögel Niedersachsens. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Sonderreihe B, Heft **2.4**.
- KRAMER, H. 1966. Zum Vorkommen des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) in der Eifel. *Emberiza* **1**, 76–78.
- KRAMER, H. 1970. Zur Verbreitung des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) im Rheinischen Schiefergebirge. *Charadrius* **6**, 57–59.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ. 2018a. Steckbrief zur Art A104 der Vogelschutzrichtlinie – Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*). <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V010>, Stand: 27. Juli 2018.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ. 2018b. Artdatenportal Haselhuhn *Tetrastes bonasia*. https://map-final.rlp-umwelt.de/Kartendienste/index.php?mod_adp_aid=12760901010001&mod_adp_quelle=g_tk25, Stand: 27. Juli 2018
- LIESER, M. 1986. Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) an der Mosel. *DBV-Mitteilungen Rheinland-Pfalz* **1986/1**, 1–91.
- LIESER, M. 1987. *Artenschutzprojekt Haselhuhn* (Bonasa bonasia rhenana KLEINSCHMIDT 1917) für das Gebiet der Eifel (ausgenommen Forstamtsbezirk Ahrweiler). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ, Oppenheim, 108 pp.
- LIESER, M. 1990. Zur Situation des Haselhuhns in der Eifel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **161**, 154–158.
- LIESER, M. 1994. Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasia bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen der Arterhaltung. *Ökologie der Vögel* **16**, 1–117.

- MILDENBERGER, H. 1982. *Die Vögel des Rheinlandes. Band I: Seetaucher – Alkenvögel (Gaviiformes – Alcidae)*. Düsseldorf, Kilda-Verlag.
- MONTADERT, M. & P. LEONARD. 2006. Post-juvenile dispersal of hazel grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. *Ibis* **148**, 1–13.
- MONTADERT, M. & P. LEONARD. 2011. Biologie de la reproduction de la Gelinotte de bois *Bonasa bonasia* dans les Alpes-de-haute-Provence (France). *Alauda* **79**, 1–16, 89–98.
- MÜLLER, G. 2008. Haselhuhn-Beobachtungen im Raum Volkesfeld-Kempenich von 1971–2006. *Pflanzen und Tiere in Rheinland-Pfalz* **18**, 174–175.
- NEUBAUR, F. 1957. Beiträge zur Vogelfauna der ehemaligen Rheinprovinz. *Decheniana* **110**, 1–278.
- NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGESELLSCHAFT 2002. Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens* **37**, 1–397.
- PARROT, C. 1905. Materialien zur bayerischen Ornithologie IV. *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft Bayern* **5**, 77–435.
- PARROT, C. 1907. Materialien zur bayerischen Ornithologie V. *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft Bayern* **7**, 68–262.
- PEITZMEIER, J. 1969. Avifauna von Westfalen. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* **31**, 1–480.
- POPP, D. & F. MÜLLER. 1966. Bedrohlicher Rückgang unserer Rauhfußhühnerbestände. Eine Bestandsaufnahme des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*), Birkhuhns (*Lyrurus tetrix*) und Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Konsequenzen. *Bonner Zoologische Beiträge* **17**, 228–240.
- RHEINWALD, G. 1993. *Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands – Kartierung um 1985*. Bonn, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (Schriftenreihe **12**).
- ROI, O. LE. 1906. Die Vogelfauna der Rheinprovinz. *Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der preußischen Rheinlande und Westfalens* **63**, 1–325.
- ROI, O. LE & H. F. GEYR VON SCHWEPPENBURG. 1912. Beiträge zur Ornis der Rheinprovinz. Erster Nachtrag zur „Vogelfauna der Rheinprovinz“. *Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der preußischen Rheinlande und Westfalens* **69**, 1–150.
- RÖMER, A. 1863. Verzeichnis der im Herzogthum Nassau, insbesondere in der Umgegend von Wiesbaden vorkommenden Säugetiere und Vögel. *Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde* **17/18**, 1–76.
- ROSEN, H. 2005. Das Haselhuhn: einst auch bei uns verbreitet, heute vom Aussterben bedroht. *Jahrbuch Bernkastel-Wittlich* **2005**, 72–73.
- ROTH, N., NICKLAUS, G. & H. WEYERS. 1990. Die Vögel des Saarlandes. Eine Übersicht. *Lanius* **27**, 1–228.
- SCHAUSTEN, H. & F. EISLÖFFEL. 1995. *Untersuchung im Rahmen des Artenschutzprojektes „Haselhuhn (Bonasa bonasia) in Rheinland-Pfalz“ in den Forstamtsbezirken Cochem, Bernkastel, St. Goar und Ahrweiler*. Unveröffentlichtes Gutachten erstellt im Auftrag des LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ, Nassau, 72 pp.
- SCHELLACK, G. 1965. Vogeljagd und Vogelfang auf dem Hunsrück. *Jahrbuch Hunsrückverein* **4**, 95–97.
- SCHIEMANN, H. 1975. *Vogelwelt in und um Koblenz. Beitrag zu einer Avifauna des Mittelrheingebietes*. Maschinenschr. Koblenz, 377 pp.

- SCHMIDT, R. 1986. Untersuchungen zum Artenschutzprojekt Haselhuhn für den rechtsrheinischen Teil von Rheinland-Pfalz und den Forstamtsbezirk Ahrweiler. *Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz* **4**, 221–351.
- SCHMIDT, R. 1990. Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* (LINNEAUS, 1758). *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv*, Beiheft **13**, 117–131.
- SCHMIDT, R. & S. SCHMIDT-FASEL. 1984. Verbreitung und Schutz des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) in Rheinland-Pfalz. *Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz* **3**, 408–437.
- SCHREIBER, A., WIELAND, F. & W. WEITZ. 2015. Westliches Haselhuhn, *Bonasa bonasia rhenana*: eine dringliche Verantwortungsart für Rheinland-Pfalz. *Pollichia-Kurier* **31**, 37–43.
- SIMON, L., BRAUN, M., ISSELBÄCHER, T., WERNER, M., HEYNE, K.-H. & T. GRUNWALD. 2014. *Rote Liste der Brutvögel von Rheinland-Pfalz (Stand: 01.12.2013)*. Mainz, MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG, WEINBAU UND FORSTEN.
- STAUDE, J. 1956. Einige vogekundliche Beobachtungen aus dem Westerwald. *Vogelring* **25**, 75–78.
- STAUDE, J. 1966. Untersuchungen über die heutige Verbreitung des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) in Rheinland-Pfalz. (1. Teil: Reg.-Bez. Montabaur). *Emberiza* **1**, 72–75.
- STAUDE, J. 1970. Untersuchungen über die heutige Verbreitung des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia rhenanus*) in Rheinland-Pfalz. (2. Teil: Erhebungen in den Regierungsbezirken Koblenz und Trier). *Charadrius* **6**, 42–52.
- STÜBING, S., KORN, M. & J. KREUZIGER. 2010. *Vögel in Hessen. Die Brutvögel Hessens in Raum und Zeit. Brutvogelatlas*. Echzell, HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & C. SUDFELDT. 2005. *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Radolfzell, MAX-PLANCK-INSTITUT FÜR ORNITHOLOGIE und VOGELWARTE RADOLFZELL.
- SUNKEL, W. 1926. *Die Vogelfauna von Hessen. Wohngebiete und Verbreitung der hessischen Vögel*. Eschwege, Braun.
- SWENSON, J. E. 1991. Is the hazel grouse a poor disperser? *Transactions of IUGB-Congress (International Union of Game Biologists)*, Gödöllö, **20**, 347–352.
- SWENSON, J. E. 1995. The ecology of hazel grouse and management of its habitat. *Naturschutzreport* **10**, 227–238.
- VIERTEL, K. 1979. Beiträge zur Vogelwelt und zum Vogelschutz im Westerwaldkreis. *Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz* **7**, 53–201.
- WEIDEMANN, C. 1938. Zum Vorkommen und der Lebensweise des Haselwildes im Rheinland. *Wild und Hund* **44**, 573–576.
- WEITZ, W. 2013. *Kommentierte Datensammlung zu einer Avifauna des Kreises Birkenfeld*. Unveröffentlichtes Manuskript, Hoppstädt-Weiersbach, 44 pp.
- WEYERS, H. 1968. Die Verbreitung des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) im Saarland. *Emberiza* **1**, 173–177.
- WIEMANN, D. & W. PETRY. 1923. Zoologische und biologische Einzelbeobachtungen von der Nordwestgrenze der Pfalz im Jahre 1922. *Pfälzisches Museum* **40/Pfälzische Heimatkunde** **19**, 95–96.

- WINK, M., DIETZEN, C. & B. GIESSING. 2005. Die Vögel des Rheinlandes (Nordrhein). Ein Atlas zur Brut- und Wintervogelverbreitung 1990 bis 2000. *Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens* **36**, 1–419.
- ZBINDEN, N. 1979. Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. *Der Ornithologische Beobachter* **76**, 169–214.
- ZUMSTEIN, F. 1922. Die Vogelwelt von Bad Dürkheim und Umgebung. *Mitteilungen der Pollichia N. F.* **1**, 5–28.

Statut et conservation de la Gelinotte des bois de l'Ouest en Allemagne

Par CHRISTIAN DIETZEN et MARKUS HANDSCHUH

Cette sous-espèce presque endémique était auparavant largement distribuée dans les forêts de basse altitude de l'Ouest de l'Allemagne dans les états fédéraux de Nordrhein-Westfalen (NRW), Hessen (HE), Rheinland-Pfalz (RLP) et Saarland (SL). Son habitat primaire était les forêts feuillues en régénération ou les vieux peuplements naturels en phase d'effondrement. Secondairement, elle a colonisé les taillis feuillus à courte révolution qui étaient répandus le long des vallées encaissées au pied des zones montagneuses. En général, l'habitat est caractérisé par une forêt décidue fortement structurée comprenant des essences pionnières comme le Charme (*Carpinus betulus*), les Chênes (*Quercus petraea*, *Q. robur*), le Bouleau (*Betula pendula*), le Noisetier (*Corylus avellana*), L'Aulne (*Alnus glutinosa*), le Saule (*Salix caprea*) et aussi fréquemment en mélange avec des conifères comme l'Epicéa (*Picea abies*) ou le Sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) offrant un bon couvert.

Un examen attentif de la littérature a été réalisé pour caractériser la distribution historique et estimer la population de *T. b. rhenana* dans l'Ouest de l'Allemagne. Ce statut passé a été comparé par l'un des auteurs (M. HANDSCHUH) aux données récentes compilées au sein de la base ornithologique en ligne (www.ornitho.de), complétées d'autres observations issues de sources privées ou autres. Un examen critique de ces données récentes indique un haut risque de confusion de la Gelinotte avec d'autres espèces d'oiseaux (e.g. Bécasse *Scolopax rusticola*, Pigeon ramier *Columba palumbus*, Pigeon colombin *C. oenas* ou Grive draine *Turdus viscivorus*). Les indices indirects de présence comme les crottes, les plumes et les traces ont aussi été régulièrement confondus avec ceux d'autres espèces (par exemple pour les crottes avec celles des pics *Picidae*).

La distribution supposée et la taille de la population actuelle est décrite et illustré par des cartes pour les différents états fédéraux : RLP (Figures 6.2 et 6.3), NRW (Fig. 6.4), HE (Fig. 6.5) et SL (Fig. 6.6). L'essentiel de cet état des lieux résulte d'enquêtes réalisées auprès des services forestiers et d'autres utilisateurs du milieu plutôt que de véritables prospections de terrain. La

compétence des personnes enquêtées n'est pas connue ce qui fait planer un doute sur la qualité des informations récoltées.

La distribution historique de *T. b. rhenana* dans le Sud-ouest de l'Allemagne s'étendait en SL, RLP et NRW ainsi que dans l'Ouest de l'Hesse où les habitats favorables étaient occupés un peu partout. Il y a quelques informations qui suggèrent que l'espèce aurait aussi pu être présente en Niedersachsen (jusque Lüneburger Heide) and en Sachsen-Anhalt (montagne du Harz), mais le statut taxonomique de ces populations n'a pas pu être prouvée avec certitude.

En RLP la Gelinotte fréquentait principalement les taillis à basse altitude en Eifel, Westerwald, Hunsrück, Saar-Nahe-Bergland (c'est-à-dire de large portion des montagnes de Rhénanie) ainsi que Pfalz, régions qui étaient toutes encore bien occupées en 1900. Le Palatinat était occupé jusqu'en 1935 quand le dernier mâle fut tué par un chasseur, peut-être quelques individus ont-ils survécus dans cette région jusqu'en 1950. Dans le Oberes Nahebergland, *T. b. rhenana* était largement répandue jusqu'aux années 1970, mais plus par la suite. La distribution en Eifel s'est réduite de plus de 60 % entre 1960 et 1990, laissant trois zones principales encore occupées près de la Moselle (reliée avec l'Hunsrück), dans l'Eifel de l'ouest (reliée au Luxembourg) et dans l'Eifel de l'est (comprenant la montagne de l'Ahr). La contraction de l'aire continua jusqu'à la première décennie du 21^{ème} siècle quand au moins une zone était supposée abriter encore une population entre le Rhin moyen et le Nord du Hunsrück, jusqu'à la rivière Moselle autour de Traben-Trarbach. Quelques oiseaux sont supposés avoir survécus dans l'est de l'Eifel dans un reliquat isolé autour de Kirchen et de Sieg à la limite du NRW, et peut-être aussi dans le sud du Hunsrück à la limite du SL. Il était supposé aussi que la population du Luxembourg s'étendait jusqu'en que dans l'Ouest du RLP près de la rivière Our. Après 2010, plusieurs de ces zones ne sont plus occupées par la Gelinotte. En fait, il n'y a pas de données validées dans l'ensemble du RLP depuis cette date. Les recherches continuent cependant.

Autrefois la présence en RLP s'étendait au-delà, en NRW du nord de l'Eifel jusqu'à l'est de Westfalen, comprenant le Weserbergland, Teutoburger Wald et l'Eggegebirge. Déjà au début du 20^{ème} siècle, *T. b. rhenana* était réduite à de petites populations reliques dans l'Eifel du nord, le Siebengebirge et le Bergisches Land. Ces populations ont drastiquement décliné après 1950, conduisant certaines à l'extinction en 1980 (Oberbergisches Land). Quelques territoires sont supposés avoir survécu jusqu'à récemment en Eifel du nord, en Siegerland, en Egge et dans le Weserbergland. Comme en RLP, il n'y a en fait pas de données confirmées de présence après 2010, mais là aussi les recherches continuent.

Jusqu'à 1850, la Gelinotte occupait encore des zones de basses altitudes de HE (à l'exception du Vogelsberg). La plupart des observateurs ne font pas la distinction entre les deux sous-espèces *T. b. rhenana* et *T. b. rupestris*. La première occupait la partie ouest de cette région en Westerwald, Lahn-Dill-Kreis, Marburg-Biedenkopf et potentiellement aussi le Edergebiet et l'Hoher Meißner. A l'opposé, toutes les Gelinottes à l'est de la ligne Wetterau-Ohmgrund-Kasseler-Becken, appartiennent à *T. b. rupestris* occupant ici les régions du Rhön, Spessart et de l'Odenwald. Il y a des informations contradictoires concernant le Taunus qui représente une partie de l'ensemble des montagnes de Rhénanie et qui est donc supposé avoir été occupé par la sous-espèce *T. b. rhenana*, comme affirmé dans d'anciennes mentions. Cependant des recherches récentes (une analyse génétique d'un spécimen de musée) suggèrent que les oiseaux du Taurus appartenaient en fait à la sous-espèce *T. b. rupestris*. En 1990, les observations réalisées en HE étaient limitées à une zone

de taillis dans le Lahn-Dill-Kreis près des frontières du RLP et du NRW, ainsi qu'à de reliquats dans le Burgwald et le Lahnberge près de Marburg. Dix ans plus tard, quelques territoires subsistaient dans le Rothaargebirge (en lien avec le NRW) and le Westerwald (en lien avec le RLP). Pareillement, il n'y a pas de données récentes validées malgré des recherches continues.

En Sarre, *rhenana* était autrefois largement répandue mais dès 1965 l'aire occupée était restreinte à quelques sites dans le sud de l'Hunsrück et du Nordpfälzer Bergland (les deux zones continuant dans le SL à partir du RLP) aussi bien que le nord du Schaumbergvorland (Büschenfeld jusqu'à Primstal). A la fin du 20^{ème} siècle (1996–2000) il y a seulement onze données provenant de cette région. Comme n'importe où dans l'Ouest de l'Allemagne, il y a très peu de données récentes, aucune réellement validées. Des recherches complémentaires sont prévues prochainement.

Un point particulièrement délicat concerne les estimations d'effectifs de Gelinotte du fait des difficultés de détection, de l'habitat fréquenté, des risques de confusion et du manque d'inventaires de terrain dévolu à cette espèce. Les estimations d'effectifs pour le RLP donnent successivement 2.000 individus de la sous-espèce *T. b. rhenana* à la fin du 19^{ème} siècle, 1.500 autour de 1930, 750 en 1964 et moins de 120 couples autour de 1990, dernière estimation qui était supposée être toujours valide par certains auteurs en 2010. Certains auteurs proposent même des effectifs plus importants. D'une façon générale, les estimations publiées récemment sont fortement divergentes. La population du RLP a régressé de 90 % entre 1885 et 1985, déclin qui est toujours en cours. Il n'y a plus de données confirmées dans cette région depuis 2010 et il est évident que l'espèce a en fait complètement disparue de la plupart des endroits où elle était encore signalée à la fin du 20^{ème} siècle.

Les effectifs historiquement présents dans la NRW ne sont pas connus mais en 1960 il restait probablement moins de 350 individus. Comme en RLP, il y aussi de forte divergence dans les estimations fournies, par exemple dans le district de Köln différents auteurs donnent 30 individus en 1964 et 128 individus en 1971. Au début de ce siècle, peut-être 15–25 territoires étaient encore occupés, qui sont d'après certains auteurs, supposés exister encore actuellement, malgré l'absence de preuves tangibles.

En HE, malheureusement les estimations anciennes ne permettent pas de différencier les deux sous-espèces. Au 18^{ème} siècle 1.500–2.000 couples étaient supposés être présents, effectifs qui s'effondra à 200 individus en 1850. Plus tard, un effectif de 148–166 individus étaient estimés en 1951, 135 en 1963 et seulement 50 (ou encore 120 ?) en 1964. En 1995, pas plus de vingt individus survivaient et cette estimation a été gardée jusqu'en 2010. Cependant des recherches intensives menées les années suivantes n'ont pas permis de prouver la présence du moindre oiseau.

Dans la Sarre, la population était estimée à 430–550 couples autour de 1900, effectif qui déclina de 90 % pour se réduire à 55 couples en 1964. Dans les années 2000, les ornithologues locaux supposaient la persistance de 5 à 20 territoires, chiffre encore repris dans des publications récentes malgré l'absence de données confirmées.

Il faut insister sur le fait que malgré les recherches intensives conduites ces dernières années, aucune preuve dans aucune de ces régions, n'a pu être obtenue pour confirmer la surviance de *T. b. rhenana* après 2010 !

Une réduction drastique de l'aire occupée et des effectifs sont évidents depuis le début du 20^{ème} siècle pour l'ensemble de l'Ouest de l'Allemagne. La raison principale de ce déclin réside dans l'abandon du régime d'exploitation en taillis mais l'augmentation artificielle des prédateurs

généralistes (par exemple Sanglier *Sus scrofa*, Renard *Vulpes vulpes*, Raton-laveur *Procyon lotor*) et des grands ongulés (Chevreuil *Capreolus capreolus*, Cerf *Cervus elaphus*), a dû aussi jouer un rôle. Potentiellement, une taille de population minimale (qui reste inconnue pour la Gelinotte) doit subsister pour compenser les aléas démographiques qui affectent naturellement les populations. La fragmentation extrême des dernières populations restantes a ainsi dû accentuer les risques d'extinction de ces derniers noyaux.

Par ailleurs, il apparaît qu'au nom des difficultés d'observations et de recensement de cette espèce discrète, de nombreuses estimations fournies récemment dans les atlas régionaux, les listes rouges et les informations officielles, ne prennent pas suffisant en compte la réalité de la quasi absence d'observations récentes et apparaissent ainsi bien trop optimistes. De plus, les personnes travaillant sur ces données d'observations n'ont pas toujours pris la mesure de l'important risque de confusion avec d'autres espèces et ont ainsi retenu des données manifestement non valides.

Ainsi malgré l'absence de données réactualisées sur la présence de la Gelinotte, les informations disponibles dans la littérature sont reprises *in extenso* dans des publications récentes sans regard critique, au nom encore une fois de la difficulté de détection de cette espèce. Pour conclure, la plupart des estimations reprises dans les documents officiels récents sont plutôt représentatives de la situation qui prévalait dans les années 1980 et 1990. Elles ne reflètent clairement pas la situation actuelle.

En résumé, les évaluations du statut actuel de *T. b. rhenana* dans l'Ouest de l'Allemagne divergent énormément. Bien que les experts de cette espèce considèrent qu'il n'y a plus de véritable population survivante et que l'espèce est donc « biologiquement » éteinte, les documents officiels annoncent des effectifs encore conséquents. Actuellement, les faits sont plus en accord avec l'avis des experts, à savoir que la sous-espèce *T. b. rhenana* est en danger critique d'extinction et est même déjà éteinte dans de nombreuses régions. Il est évident qu'il est beaucoup plus difficile de prouver l'absence d'une espèce comme la Gelinotte que de démontrer sa présence. Pendant longtemps, les optimistes ont attribué cette rareté des données aux difficultés de suivi, ce qui a conduit à une vision faussée du véritable statut de conservation de l'espèce dans l'Ouest de l'Allemagne. Des prospections comparées menées dans des régions encore occupées par l'espèce, ont montré que des spécialistes ayant une forte expérience sont bien capables sans grande difficulté de rapidement prouver la présence quand elle est effective. Dès lors cette alerte sur le statut en fait extrêmement précaire de *T. b. rhenana*, ne doit pas être sous-estimée au prétexte d'une supposée difficulté à détecter sa présence.

Pour établir des mesures efficaces de conservation, il est indispensable de clarifier la distribution et les effectifs de *T. b. rhenana* dans les zones cœurs potentielles, particulièrement en RLP, SL et NRW. En HE les effectifs étaient d'ores et déjà trop faibles à la fin du 20^{ème} siècle pour soutenir une population viable, mais les recherches continuent malgré tout. Des bénévoles peuvent apporter leur aide à ces prospections de terrain indispensables mais les autorités publiques doivent aussi soutenir financièrement ces recherches par des experts spécialistes de cette espèce pour permettre une couverture complète de toutes les zones potentielles.

Dans le cas où une petite population serait découverte, des mesures de sauvegarde doivent être mises en œuvre immédiatement. Au regard du déclin rapide, la constitution d'un élevage conservatoire pourrait représenter une action importante pour sauver *T. b. rhenana* d'une extinction définitive.

Elevage en captivité de la Gelinotte des bois en vue d'un lâcher dans la nature

CHRISTIAN NAPPEE – retraité du Parc national des Cévennes, Saint Etienne du Valdonnez

Captive breeding of hazel grouse for reintroduction into the wild. By C. NAPPÉE. – Described is the captive breeding of more than 200 hazel grouse raised from 1990 to 1997 for an experimental reintroduction project in the Parc National des Cévennes. This project was stopped after the first experimental steps but valuable experience has been gained nevertheless in the fields of captive husbandry, health care and the preparation of juvenile birds to cope with a life in the wild. This insight, of interest for future hazel grouse reintroduction projects, is reviewed, as are the modes of releasing the birds into the wild. The focus of this review is on enclosure design, nutrition, microbial symbionts, and diseases of hazel grouse in captivity.

Avec environ 50 % de sa zone centrale (90.000 ha) couverte par une végétation arborée, le Parc National des Cévennes crée en 1970, est le plus forestier des parcs nationaux français de métropole.

Dès les premières années du Parc National, son conseil scientifique a soutenu le principe de rétablir des espèces animales disparues des zones pastorales (Vautours) comme des zones forestières (Cerf élaphe, Chevreuil, Castor, Grand Tétras, Gelinotte des bois).

1 Présence historique de la Gelinotte des bois dans le Massif Central

Dans le sud du Massif Central, la Gelinotte a probablement été présente avec une certaine abondance dans les Cévennes au cours des temps historiques. En 1703, JEAN CAVALIER, l'un des acteurs de la Guerre des Camisards, rapporte dans ses « Mémoires sur la guerre des Cévennes » que lui et ses compagnons faisaient la chasse aux « poules des bois ». Il s'agissait, vraisemblablement, de gelinottes. La dernière mention connue de l'espèce sur le territoire du futur Parc National date de 1938. Cette observation a été faite par le journaliste naturaliste GERARD MENATORY au col du Minier sur la montagne du Lingas au sud du massif de l'Aigoual (COUTURIER 1964). Plus

récemment, des observations ont été relatées dans les départements d'Ardèche et de Haute-Loire, mais ces témoignages visuels sont difficiles à valider (Fig. 7.1).

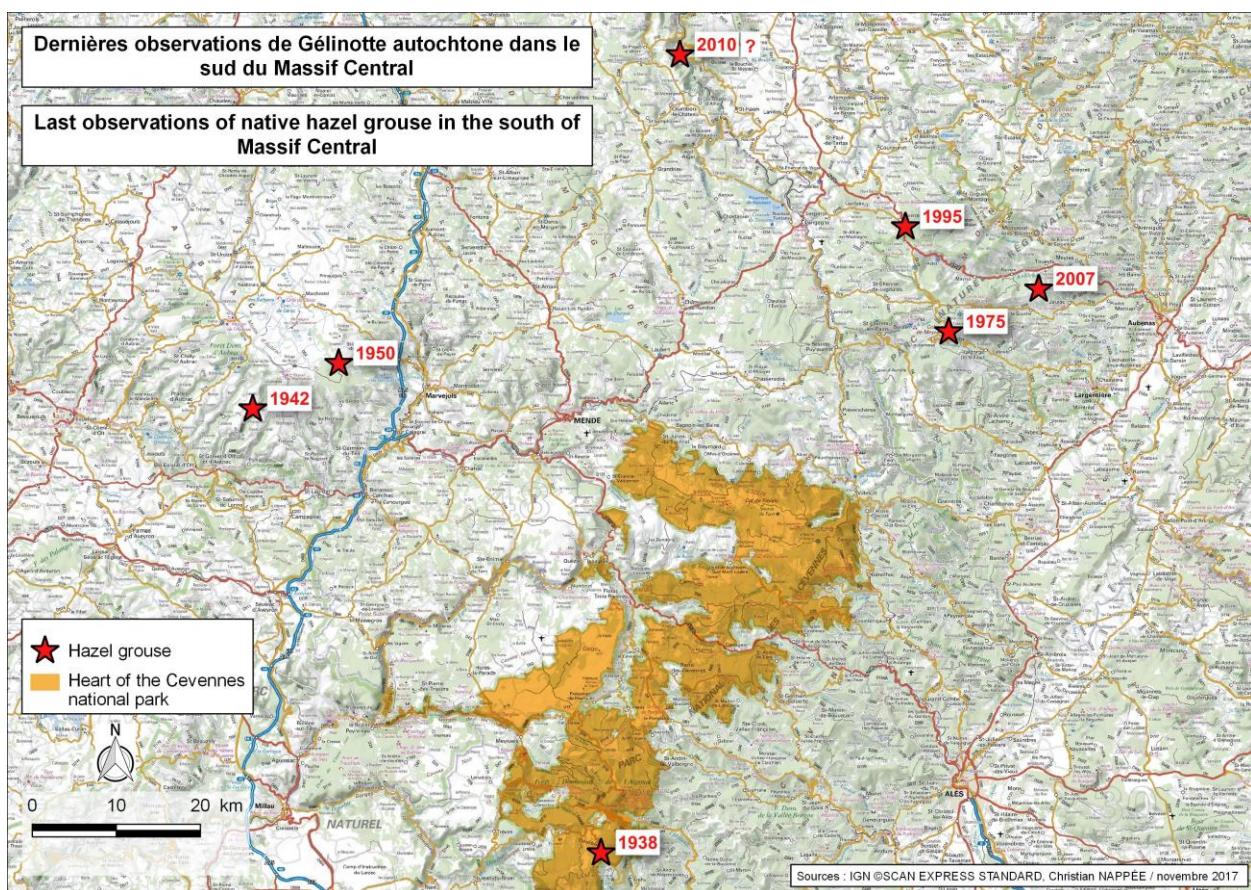


Fig. 7.1 Dernières observations de Gelinottes dans le sud du Massif Central. En l'absence de preuves matérielles, les observations datées de 1995, 2007 et 2010 sont sujettes à caution bien qu'elles m'aient été communiquées de vive-voix par des observateurs dignes de foi.

Abb. 7.1 Letzte Beobachtungen des Haselhuhns im Süden des Zentralmassivs. Die Meldungen der Jahre 1995, 2007 und 2010 entbehren Belege und sind als vorläufig zu bewerten.

Dans le nord du Massif Central, il semble que la Gelinotte se soit maintenue jusqu'à ces dernières années sur le Massif des Bois Noirs (PIECHAUD 1988), dans les Combrailles (AMBLARD 1992) et sur les Monts du Forez que se partagent les départements du Puy de Dôme et de la Loire (CORBARA & COURT 2012, HERMELIN & RIVOIRE 2009).

L'absence de preuves matérielles telles que photos, collectes de plumes ou de crottes, laisse toujours planer un doute sur l'identité de l'oiseau observé mais, quoi qu'il en soit, la situation actuelle est celle de l'extinction accomplie ou en phase terminale.

Malheureusement, le statut taxonomique des gelinottes du Massif Central n'a jamais été clarifié. Il est possible (A. SCHREIBER dans ce livre) qu'elles aient appartenu à la sous-espèce, *Tetrao bonasia rhenana*, comme la population des Vosges et du Nord-Est de la France, mais en l'absence d'étude précise, cette possibilité ne peut être confirmée. Un travail en cours sur les collections des musées régionaux devrait clarifier cette question (A. SCHREIBER, comm. pers.).

Les causes de l'extinction de la Gelinotte dans le Massif Central ne sont pas établies avec certitude. Au cours des derniers siècles, les besoins croissants en terres cultivables et en pâturages se sont faits au détriment de la forêt et ont ainsi fragmenté l'habitat de la Gelinotte en isolant progressivement les différentes sous-populations. Ceci a probablement interrompu le flux de gènes qui les reliait entre elles. La chasse et le reboisement en conifères au cours du 20^{ème} siècle ne pouvaient qu'aggraver l'isolement des groupes restants et les conduire à l'extinction.

2 Une initiative personnelle pour sortir un projet de l'immobilisme

En 1989, la direction du Parc m'avait autorisé à détenir, à titre privé, un couple de Gelinotte dans la station d'élevage du Parc National. Ce couple provenait d'un élevage développant une souche composite à partir d'un individu obtenu au zoo de Berne en Suisse et de plusieurs couples provenant de deux élevages allemands qui avaient eu eux-mêmes recours à des fondateurs de diverses origines, mélangeant probablement différentes sous-espèces.

L'élevage de la Gelinotte, auparavant réputé très difficile, a bénéficié des progrès de l'aviculture d'après-guerre. L'ouvrage du DR. ASCHENBRENNER consacré à la conduite de l'élevage des Tétraonidés en captivité, a mis cette avancée zootechnique au service des éleveurs amateurs (ASCHENBRENNER 1985). Fort de mon expérience d'éleveur de Grand Tétras (NAPPEE 2008) et de Tétras lyre, puisque j'avais déjà élevé quelques centaines de ces oiseaux, j'ai pu faire reproduire ce premier couple de Gelinotte. En 1991 j'ai pu lâcher les premières gelinottes ($n = 31$) en zone centrale du Parc National des Cévennes dans des forêts s'étageant entre 1.200 et 1.300 m d'altitude.



Fig. 7.2 et Fig. 7.3 Exemples d'habitat *a priori* favorable à la Gelinotte dans le Parc National des Cévennes. A gauche, une corylaie sur éboulis et, à droite, une lisière sylvo-pastorale.

Abb. 7.2 und Abb. 7.3 Für Haselhühner geeigete Lebensräume im Parc National des Cévennes. Links ein Haselgebüsch auf einer Blockhalde, rechts der Saum einer Waldweidefläche.

En 1992, le Parc National des Cévennes a confié à un cabinet d'études la réalisation d'une étude de faisabilité de la réintroduction de la Gelinotte sur son territoire. Cette étude (CIBIEN *et al.* 1993) a conclu à la faisabilité de la réintroduction de cette espèce à partir d'un travail bibliographique

sur son habitat puis d'une évaluation quantitative et qualitative de cet habitat en recourant, d'une part, à l'analyse d'images prises par le satellite Landsat (JOACHIM *et al.* 1998) et, d'autre part, à une évaluation au sol par description de la composition arborée de plus d'une centaine de parcelles en forêt domaniale. Cette étude estimait que près de 10.000 ha, soit environ 30 % des forêts d'altitudes du Parc National des Cévennes, pouvaient convenir à l'espèce (Figures 7.2 et 7.3).

Malheureusement, en 1994, quelques mois après la remise de cette étude et malgré les conclusions positives de celle-ci, la direction du Parc National a décidé de renoncer à cette réintroduction. J'ai pu toutefois poursuivre mon expérience pendant trois années supplémentaires.

3 Poursuite de mon expérience d'élevage et de lâcher entre 1992 et 1997

En procédant à des échanges avec d'autres éleveurs, j'ai pu constituer des couples de reproduction aussi peu apparentés que possible. Néanmoins, sur neuf fondateurs, quatre étaient plus ou moins apparentés. Il s'agissait probablement d'hybrides multiples descendant de deux ou trois sous-espèces mélangées au cours de plusieurs générations d'élevage en captivité. Cette souche composite ne représentait donc ni un taxon connu de cette espèce polytypique, ni la population historique du Massif Central. J'ai assumé cette responsabilité car je considérais qu'il n'y avait pas de population viable de Gelinotte autochtone dans le Massif Central et donc qu'il n'y avait pas de risque de pollution génétique. Au total, j'ai fait éclore un peu plus de 200 poussins de Gelinotte entre 1990 et 1997.

3.1 Aspects techniques de l'élevage : Locaux et équipement

J'ai utilisé pour les gelinottes les installations qui avaient servi pour l'élevage des tétras lyres et des grands tétras :

- Un poulailler qui abritait entre 30 et 40 poules naines. C'était une annexe importante de la station d'élevage de Tétraonidés car il faut en moyenne quatre poules naines par poule de Tétras ou de Gelinotte pour être sûr de disposer d'une poule couveuse au bon moment.
- Un couvoir pour les poules naines. Il s'agissait d'un réduit de 5 m² environ aéré par une petite fenêtre grillagée permettant d'aligner une douzaine de boîtes de couvaison à fond grillagé posée sur une couche de sable afin de pouvoir humidifier le nid à une ou deux reprises pendant l'incubation.
- Un local d'élevage des poussins lors du premier mois. C'était dans ce même local de 20 m² que se trouvaient les incubateurs servant surtout d'éclosoirs en fin d'incubation (les œufs étaient retirés à la poule couveuse peu avant l'éclosion au 22^{ème} ou 23^{ème} jour d'incubation et placés en incubateur pour que l'éclosion se fasse en milieu stérile). Ce local était surtout celui où se trouvaient les caisses d'élevage (Figures 7.4 et 7.5) abritant les poussins pendant leur premier mois d'existence. Chaque caisse abritait un groupe de cinq à huit poussins. Par précaution, pendant les deux premières semaines, chaque caisse d'élevage était équipée de deux lampes avicoles de 100 watts, la deuxième lampe étant reliée à un thermostat qui l'aurait activée si la première

lampe s'était accidentellement éteinte. Ce chauffage était assuré 24 h/24 jusqu'à l'âge de 15 jours puis interrompu de façon progressive pendant seulement une heure le premier jour pour atteindre huit heures de nuit artificielle pour les oiseaux âgés de quatre à cinq semaines.



Fig. 7.4 et Fig. 7.5

Caisses d'élevage avec, à gauche, des poussins âgés de trois jours et, à droite, des juvéniles de trois semaines. Un petit abreuvoir siphonique et une petite coupelle faisant office de mangeoire équipaient chaque éleveuse. Le fond de ces caisses d'élevage était recouvert soit de carton ondulé soit d'étoffe (par exemple des torchons de cuisine) pour offrir une surface rugueuse aux poussins car, dans le cas où une éclosion difficile les ait épuisés, certains poussins pourraient avoir de la difficulté à se tenir sur leurs pattes. Un sol rugueux les aide à acquérir une démarche normale. Un filet en polyamide à maille de 1,5 cm recouvrait la face supérieure de la caisse d'élevage pour éviter les évasions des jeunes lorsqu'ils s'essaient au vol vers l'âge de trois semaines.

Abb. 7.4 und Abb. 7.5

Aufzuchtkästen mit (links) dreitägigen Küken und (rechts) Jungvögeln im Alter von drei Wochen. Jeder Kasten enthält eine Tränke und einen Futtertrog. Das Bodensubstrat bilden Wellpappe oder Geschirrspültücher, damit die Küken auf rauem Grund leichter Tritt fassen. Die Kästen sind mit einem Kunststoffnetz von 1,5 cm Maschenweite abgedeckt.

- **Parquet (Fig. 7.6) :** Le parquet est un type de cage dont le niveau sur lequel marchent les oiseaux est un grillage. Il s'agissait d'un grillage soudé bien rigide à maille de 2 cm. Cette nappe de grillage était surélevée à 60 cm au-dessus du sol naturel. Le principal intérêt de cette surélévation était de limiter le risque parasitaire puisque la plupart des parasites ont besoin du sol pour accomplir leur cycle. Les parois verticales du parquet étaient pour la partie basse en planches et pour le reste en grillage à mailles carrées soudées de 2 cm. Le plafond du parquet avait deux parois séparées d'environ 10 cm. La paroi extérieure était une nappe de grillage (de type triple torsion à maille de 2,5 cm) qui avait pour première fonction de faire barrage à un éventuel prédateur. La paroi intérieure était un filet en polyamide à maille de 1,5 cm pour amortir les envols verticaux trop vigoureux. Entre ces deux niveaux séparés de 80 cm les oiseaux disposaient d'un volume de 3 m³ environ permettant un exercice minimal du vol.



Fig. 7.6 Reconstitution approximative d'une ambiance forestière dans un parquet. Ces juvéniles âgées de sept semaines s'apprêtent à consommer des pisseenlits qui leur sont apportés quotidiennement.

Abb. 7.6 Naturnah eingerichtete Gehegebox. Diese sieben Wochen alten Junghühner konsumieren Löwenzahn, der täglich gereicht wird.

Les parquets avaient une surface de 6 m², dont 4 m² pour la partie extérieure exposée aux conditions climatiques (soleil, vent, pluie), tandis que la partie couverte était divisée en deux abris auxquels les oiseaux avaient accès par des chatières pourvues de portes coulissantes. Ce dispositif permettait d'isoler les individus pour des manipulations. Le parquet était équipé d'un perchoir transversal, d'un abreuvoir, d'une mangeoire, d'un bac à sable et petits graviers. Les couples de reproducteurs y étaient entretenus toute l'année, à raison d'un couple par parquet. Au début du mois d'avril, un bac rempli de terre y était ajouté pour que la poule y fasse son nid.

Le parquet servait aussi à accueillir les jeunes gelinottes à la sortie du local d'élevage où elles avaient passé leur premier mois d'existence.

Pour éviter la déformation des doigts sur le sol grillagé, celui-ci était alors recouvert d'une nappe de géotextile, elle-même recouverte d'une mince couche de tourbe ou de litière forestière.

- Volière : Dans la station d'élevage du Parc National des Cévennes, la volière utilisée était haute de 2 m, large de 6 m et longue de 10 à 15 m (Figures 7.7 et 7.8). Il s'agissait d'une volière initialement conçue pour préparer les jeunes grands tétras à la vie libre. Dans l'expérience de préparation au lâcher que je mène actuellement, la volière de pré-lâcher est plus petite : elle est haute de 2 m et sa surface n'est que de 20 m².



Fig. 7.7 et Fig. 7.8 Reconstitution d'une ambiance forestière en volière.

Abb. 7.7 und Abb. 7.8 Ansichten aus einer Voliere, die einem Waldbiotop nachempfunden ist.

4 Résultats d'élevage

4.1 Fécondité des poules

Pour avoir le plus grand nombre d'œufs, je ne laissais pas les gelinottes couver leurs œufs. Il est ainsi possible d'obtenir une ponte de remplacement et de disposer en moyenne de 20 à 25 œufs par femelle. Quelques femelles parvenaient à pondre un maximum d'une trentaine d'œufs dès lors qu'elles étaient nourries en conséquence.

4.2 Incubation, éclosion

Avant d'être mis en incubation, les œufs étaient conservés sur du sable dans un local frais et hors d'atteinte de tout prédateur pendant, au plus, une dizaine de jours pour les premiers pondus. Préalablement ce sable avait été stérilisé à l'eau bouillante. Une fois le sable refroidi et maintenu légèrement humide dans un récipient sans couvercle, les œufs y étaient déposés. Ils étaient retournés d'un demi-tour, à la main, une fois par jour. Dans la mesure du possible la couvaison était confiée à des poules naines dont le ventre avait été lavé à l'eau savonneuse avant d'être rincé et séché. Par sécurité, je m'assurais de ce que la poule était fermement déterminée à couver en la plaçant pendant au moins 24 h sur des œufs de poule naine bien propres. Lorsqu'aucune poule n'était disposée à couver ou dans le cas où une poule abandonnait le nid en cours de couvaison, la ponte était placée aussi temporairement que possible en incubateur statique réglé à 39 °C.

Dès le premier signe de l'éclosion au 23^{ème} jour, les œufs étaient placés dans un incubateur statique faisant office d'éclosoir pour que les poussins éclosent dans un milieu stérile. Lorsque des poussins ne parvenaient pas à éclore plus de 30 h après le début de l'ouverture de la coquille, ils étaient extraits délicatement et leur ombilic était légèrement tamponné d'une solution antiseptique avant d'être remis dans l'éclosoir.

4.3 Exemple de résultats et de fertilité

En 1993, 172 œufs pondus par neuf poules (moyenne 19/poule), cinq œufs anormaux ou cassés avant incubation ; 167 mis à couver, 68 éclosions (41 %), 77 œufs clairs (46 %), 22 mortalités embryonnaires (13 %) ; 35 oiseaux lâchés (19 coqs et 16 poules).

J'ignore quelles étaient précisément les causes de la faible fertilité des œufs comme de la mortalité embryonnaire plutôt élevée. Je présume, cependant, que trois facteurs ont pu intervenir : 1. la consanguinité des reproducteurs, 2. la moindre qualité de la nourriture offerte aux oiseaux captifs par rapport à celle que les reproducteurs sauvages sélectionnent librement, et 3. l'éventuelle contamination *in ovo* par un germe pathogène. Cette contamination aurait pu résulter du portage d'un mycoplasme par des adultes reproducteurs. En effet, cette bactérie a été identifiée à plusieurs reprises sur des prélèvements confiés au LABORATOIRE CENTRAL VETERINAIRE DE MAISONS ALFORT. La maladie se manifestait dans la première semaine après l'éclosion par des abcès infra-oculaires, du jetage²² ou encore par des problèmes pulmonaires et intestinaux. Par comparaison, les œufs du seul couple que j'élève actuellement pour vérifier certains caractères biologiques ont une meilleure éclosabilité puisqu'elle dépasse 60 % des œufs mis en incubation. Ce qui est encore loin des taux d'éclosion dans les populations sauvages qui est supérieures à 90 % (S. KLAUS et M. MONTADERT, comm. pers.).

4.4 Régime alimentaire selon l'âge

Au cours du premier mois la nourriture était en partie artificielle (un aliment complet commercial sous forme de semoule fabriqué pour les éleveurs d'oiseaux gibiers) et en partie naturelle, constituée des vers de farine, sauterelles, fragments de jeunes feuilles de Framboisier (*Rubus idaeus*), de Pissenlit (*Leontodon* spp.), de Grande Oseille (*Rumex acetosa*) ou encore d'inflorescence de Salsifis des près (*Tragopogon pratensis*), voire de Pimprenelle (*Sanguisorba minor*), de bourgeons floraux de Lampsane commune (*Lapsana communis*) ou de Laiteron épineux (*Sonchus asper*).

A partir de l'âge de cinq semaines, la semoule commerciale était progressivement remplacée par un granulé fabriqué pour les faisandeaux et les perdreaux. La part des végétaux prélevés dans le milieu naturel était progressivement augmentée. Il s'agissait de baies de Myrtille (*Vaccinium myrtillus*), de rameaux de Saule (*Salix cinerea*) ou de Noisetier (*Corylus avellana*), portant encore des feuilles tendres, mais aussi de plants entiers de Pissenlit, de Laiteron, de Piloselles (*Hieracium pilosella* et *Hieracium murorum*) et de diverses oseilles (*Rumex* spp). Vers l'âge de trois mois, entre fin août et début septembre, les baies de Sureau noir (*Sambucus nigra*) arrivées à maturité, les fruits du Sorbier (*Sorbus aucuparia*) et les chatons de Bouleau (*Betula verrucosa*) comme de Noisetier, commençaient à être consommés.

A tout âge, je mettais une coupelle remplie de sable grossier à disposition des jeunes gelinottes pour qu'elles choisissent et ingèrent des grains de quartz de la taille adaptée à leur stade de croissance (gastrolithes).

²² Pathologie animale qui se traduit par un écoulement nasal purulent chez différentes espèces domestiques traduisant une inflammation des voies respiratoires.

5 Pathologie

5.1 Doigts tordus et faible tonicité des poussins à l'éclosion

Pour diverses raisons, liées soit à la vitalité de l'embryon, soit aux conditions d'incubation, un pourcentage variable de poussins nécessitait d'être aidé lorsque l'éclosion ne se faisait pas plus de 30 heures après le début du bêchage. Cela est possible en opérant avec délicatesse pour achever le travail de découpage de la coquille. Puis, avant d'extraire le poussin, il est prudent de le faire tourner délicatement de 360 degrés dans le sens contraire des aiguilles d'une montre (en dirigeant vers soi le pôle supérieur de l'œuf). On accomplit ainsi le mouvement de rotation naturel que fait le poussin lorsqu'il découpe sa coquille. Mouvement qui a aussi pour effet de tordre le cordon ombilical et de réduire le risque d'une hémorragie.

Ces poussins aidés ont souvent des problèmes de doigts tordus ou de faible tonicité les empêchant de se tenir debout, leurs articulations coxo-fémorales étant, elles aussi, peu toniques. Il est possible de leur redonner un aplomb normal des pattes à condition de déplier leurs doigts, de les fixer bien étalés dans la bonne position avec du ruban adhésif sur une plaque rigide et de les maintenir ainsi au moins une quinzaine d'heures dans un éclosoir, le temps que les ligaments se détendent et que le squelette se rigidifie dans une position correcte (Figures 7.9 et 7.10). Ils peuvent alors être libérés de leur entrave et rejoindre le reste de la couvée. Le ruban adhésif utilisé par les électriciens pour isoler les fils électriques est parfait pour cette opération.



Fig. 7.9 et Fig. 7.10 A gauche : une solution orthopédique pour rectifier les doigts tordus et la déformation de l'articulation coxo-fémorale. A droite : six poussins (ici de Tétras lyre) étaient placés en contention dans un éclosoir pendant au moins une quinzaine d'heures avant de rejoindre la couvée en caisse d'élevage.

Abb. 7.9 und Abb. 7.10 Links: Therapie von verformten Zehen und einer Deformation des Hüftgelenks. Rechts: Sechs Küken des Birkhuhns mit einem Stützverband, in dem sie für fünfzehn Stunden fixiert werden, bevor sie wieder ins Aufzuchtgehege überwechseln dürfen.

5.2 Maladies bactériennes

Des sérotypes pathogènes d'*Escherichia coli*, mais aussi *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus haemolyticus* et *Mycoplasma gallisepticum* ont été identifiés sur des échantillons de tissus confiés aux services vétérinaires pour connaitre les causes de mortalité par maladie. Un antibiogramme permettait un éventuel traitement avec l'antiseptique adapté.

Lorsque, par mégarde, une éclosion se faisait sous la poule domestique au lieu d'éclore en milieu stérile dans un éclosoir, le déclenchement d'une omphalite (infection bactérienne envahissant la vésicule vitelline) était quasi automatique quelques jours après. Cette infection avait une issue fatale. Il est possible de l'éviter en badigeonnant l'ombilic du poussin peu après l'éclosion avec une solution antiseptique.

5.3 Parasitisme

A l'exception d'un cas mortel de coccidiose déclaré chez un mâle peu après son arrivée dans l'élevage, je ne me souviens pas de cas mortels de parasitisme intestinal chez ces gelinottes au cours de ces sept années d'élevage. Il est probable que l'entretien des adultes reproducteurs en parquets sur sol grillagé, sans contact avec le sol naturel, les a protégés. Quant aux jeunes élevés en volière sur sol naturel, il est tout de même vraisemblable, qu'ils aient abrité quelques parasites mais que ceux-ci étaient contrariés dans leur développement par les traitements périodiques anti-parasitaires (Amprolium et Fenbendazole).

5.4 Troubles du comportement

Pour certaines générations, des cas de picage apparaissaient dès les premiers jours de vie des poussins. J'ignore les causes de ce comportement anormal. Il nécessite une grande vigilance de la part de l'éleveur qui doit vérifier, à intervalle régulier, s'il y a lieu d'intervenir. Pour y remédier, selon les cas, j'isolais les blessés ou je déposais une gouttelette de répulsif (Huile de Cade) sur la zone ciblée lorsque ce trouble venait juste d'apparaître.

6 Préparation au lâcher

6.1 Perchage nocturne

Très tôt dans les caisses d'élevage, un perchoir était proposé aux très jeunes gelinottes pour les inciter à se percher en période de repos. Plus tard, dans les parquets et dans les volières, un, puis plusieurs perchoirs, étaient à leur disposition.

6.2 Evitement de l'imprégnation par l'homme

Comme pour les grands tétras et les tétras lyres destinés à être lâchés, j'ai fait pour la Gelinotte le choix de ne pas essayer d'éviter l'imprégnation par l'homme. Je suis convaincu qu'il vaut mieux s'adresser au bon sens des personnes fréquentant les forêts pour qu'elles se comportent de façon appropriée vis-à-vis d'oiseaux en cours d'ensauvagement, plutôt que d'alourdir considérablement la tâche de l'éleveur et réduire la productivité de son élevage dans l'espoir d'un résultat illusoire.

6.3 Préparation à l'identification et à l'évitement des prédateurs

L'identification des rapaces comme étant leurs ennemis est instinctive chez la Gelinotte comme chez les autres Tétraonidés et probablement chez la plupart des oiseaux.

Lorsqu'ils sont mis pour la première fois en volière extérieure, il est inutile d'apprendre à ces oiseaux que le rapace qui plane dans le ciel est un ennemi potentiel. Ils l'ont repéré bien avant nous et signalé à leurs congénères par un cri d'alarme spécifique. Sitôt alertés, ils se blottissent immobiles sous le premier abri ou, à défaut, se figent immédiatement en attendant que la menace s'éloigne. Autre chose est la stratégie de fuite dans la nature lorsque le rapace cherche à les saisir. Dans ce cas, il est probable que la rapidité du vol du galliforme et son agilité à trouver un refuge sont des aptitudes qui s'améliorent à chaque nouvelle attaque. A mon avis, l'éleveur n'y peut rien ! Outre l'importance qu'il doit donner à l'accoutumance des juvéniles aux plantes nourricières de leur futur habitat, il doit faire porter ces efforts sur la bonne condition physique des oiseaux en veillant en particulier à ce qu'ils aient un plumage quasi parfait leur assurant un vol rapide.

La méfiance des gelinottes élevées en captivité à l'égard des mammifères carnivores est peut-être un peu atténuée du fait qu'elles sont habituées à l'homme, cet autre mammifère potentiellement prédateur, mais je pense qu'il doit être très difficile d'éduquer ces oiseaux d'élevage à déjouer la prédation tant qu'ils sont captifs. Cet apprentissage est très précoce pour les poussins dans la nature. La poule meneuse y joue un rôle certainement important. A. E. STARLING en 1991 fait état, par exemple, des difficultés rencontrées par W. SCHERZINGER qui s'est aperçu que les jeunes grand tétras s'habituaient rapidement à la présence des silhouettes de prédateurs. Mon opinion d'éleveur et de gestionnaire d'une population de tétras issues de lâchers est qu'il est plus rentable d'optimiser quantitativement la production d'oiseaux d'élevage en parfait état physique et physiologique que de tenter d'apprendre aux tétras ou aux gelinottes à déjouer la prédation lors de leur captivité. C'est un apprentissage que les oiseaux feront à l'état libre dans l'urgence de l'attaque. Leur succès, c'est-à-dire la possibilité d'enregistrer la menace, dépendra du hasard et de la rapidité de l'esquive. Nous ne pouvons pas faire grand-chose contre le hasard sinon réguler les martres et les renards pour réduire la fréquence des rencontres (MORENO-OPO *et al.* 2015, MARCSTROM *et al.* 1988, BAINES *et al.* 2016).

6.4 Préparation à l'identification, à la consommation et à la digestion des plantes nourricières présentes dans l'habitat de la Gelinotte

Cet aspect de la préparation à la vie sauvage a été en grande partie satisfait par la nourriture offerte à mes jeunes gelinottes. Il est vrai que le Pissenlit, la Lampsane ou le Salsifis des près ne sont pas des plantes communes en milieu forestiers mais elles le sont en lisière, comme bien d'autres astéracées telles que celles du genre *Hieracium* spontanément consommées par mes gelinottes lorsque je leur ai proposées. Par la suite et jusqu'au lâcher, diverses plantes nourricières bien représentées dans leur habitat nature (JACOB 1987, SCHATT 1991), leur étaient distribuées quotidiennement.

6.5 Prise en compte de l'importance du microbiote

Au vu de la multiplication des publications sur le microbiote humain au début des années 2000, il semble que la découverte du rôle complexe du microbiote intestinal soit assez récente. Il n'est donc pas étonnant que les biologistes de la conservation n'aient pas été très sensibilisés auparavant au rôle de ce que l'on appelait alors la « flore intestinale » dans la physiologie des tétras vivant à l'état libre comme des sujets élevés en captivité.

Je savais que, chez ces oiseaux, la flore intestinale permettait de lyser et de métaboliser des molécules normalement non assimilables par l'intestin mais je ne me suis pas posé la question de savoir quelle était la spécificité de cette « flore ». Néanmoins, comme j'avais le souci de pratiquer un mode d'élevage qui sous certains aspects se rapprochaient des conditions de vie dans le milieu naturel, je pense que les conditions d'élevage choisies n'étaient pas trop défavorables à l'acquisition d'une flore intestinale fonctionnelle. Je faisais un usage modéré des antibiotiques et des médications antiparasitaires. Par ailleurs, les séjours prolongés en volières plantée d'arbustes sur sol enherbé, avec une complémentation alimentaire précoce en plantes et en insectes (orthoptères essentiellement) prélevés dans la nature ont probablement contribué à l'acquisition d'un microbiote convenable.

Dans l'expérience d'élevage de Gelinotte que je fais actuellement depuis deux ans, je suis attentif à la question du microbiote. Ainsi, par exemple, en plus d'un apport en sauterelles, je fais ingérer aux juvéniles des purges caecales fraîches de Grand Tétras prélevées dans la nature. J'en ignore l'efficacité, mais je peux dire que ça n'a pas affecté la santé de ces oiseaux.

Il n'est pas très étonnant que, d'une manière générale, le microbiote des tétras captifs soit différent de celui de leurs congénères sauvages comme le mentionne WIENEMANN *et al.* (2011). Cette différence est certainement très variable selon l'attention que porte l'éleveur au conditionnement de l'appareil digestif des oiseaux destinés à la liberté.

Mon expérience dans la réintroduction du Grand Tétras à partir d'individus tous nés en captivité me permet d'affirmer que le microbiote développé en captivité par les tétras que j'avais élevés n'était pas un handicap insurmontable pour une survie féconde de plusieurs années à l'état libre. Les quelques gelinottes d'élevage qui parviennent à survivre plusieurs mois voire plus d'une année après leur lâcher attestent de la même capacité.

Il y a certainement beaucoup à faire pour améliorer la préparation au lâcher. Il serait possible de s'inspirer de la méthode dénommée « Born to be free » (BTBF) développée en Pologne par ANDRZEJ KRZYWINSKI, DOROTA MERTA et leurs collaborateurs, pour améliorer la survie des jeunes grands tétras nés en captivité en organisant la conduite de la couvée par une poule captive et en mettant en place un dispositif d'ultra sons pour éloigner les prédateurs (KRZYWINSKI *et al.* 2013, MERTA *et al.* 2015). Pour appliquer cette méthode à la Gelinotte, il conviendrait d'abord de maîtriser le suivi sanitaire des poussins puis des jeunes gelinottes conduites par leur mère dans un espace où il est difficile de supprimer tout germe potentiellement pathogène.

J'ai fait l'expérience de confier la conduite de sa ponte puis de sa nichée à une Gelinotte. C'était beaucoup plus compliqué qu'avec une poule de Grand Tétras ! Par la suite, en plus de la charge supplémentaire apportée par la maintenance des dispositifs anti prédateurs utilisés dans la méthode « BTBF », il faudra compter avec le comportement peu social que la Gelinotte développe dès l'âge de 15 semaines. En effet, dès cet âge, les mâles acquièrent un comportement territorial qui active la dispersion de la nichée. Ceci, au contraire de ce qui est possible avec les grands tétras, compliquerait sensiblement la mise en place, le suivi puis l'évaluation de la méthode « BTBF » appliquée à la Gelinotte.

7 Lâcher et suivi

Entre 1991 et 1997, j'ai lâché 135 Gelinottes (69 coqs et 66 poules) dans les forêts d'altitude du Mont Lozère et du Massif du Bougès en zone centrale du Parc National des Cévennes. Chaque individu lâché était pourvu d'une bague métallique numérotée fournie par le CRBPO (CENTRE RECHERCHES PAR LE BAGUAGE DES POPULATIONS D'OISEAUX), organisme dépendant du Musée National d'Histoire Naturelle. Une seule bague nous est revenue : elle avait été trouvée sur une piste forestière, sans indice sur la cause de la mort.

Un autre marquage consistait en un découpage des 18 rectrices. Ce marquage est particulier à chaque individu (Fig. 7.11). Utilisé auparavant de façon fructueuse sur le Grand Tétras, cette intervention permettait d'identifier soit l'oiseau mort dont on ne retrouvait que la plumée, soit l'individu ayant réussi son intégration et dont on retrouvait des rectrices muées lors de la mue estivale suivante. Hélas, pour la Gelinotte aux rectrices plus petites et de couleur moins voyante, nous n'avons eu que deux retours !

Je dois dire que, dans cette expérience, le suivi a été malheureusement très réduit puisqu'il s'agissait d'une initiative individuelle. Je n'avais ni les moyens financiers pour acquérir le matériel de radiopistage, ni le temps nécessaire pour réaliser un suivi convenable.

L'essentiel du suivi a consisté en une enquête par téléphone que je faisais périodiquement auprès des personnes fréquentant les zones de lâcher, c'est-à-dire : chasseurs, naturalistes et quelques collègues agents de terrain du Parc National.



Fig. 7.11 Exemple du découpage des rectrices de trois individus différents. Ce système de marquage s'est révélé décevant car, seulement deux rectrices (sur environ 2.400 marquées !) ont été récupérées. L'une se rapportait à la victime d'un rapace (probablement un autour), l'autre à une gelinotte mangée par une marmotte ou un renard sans que l'on puisse savoir si ce prédateur avait tué l'oiseau ou s'il avait simplement découvert son cadavre.

Abb. 7.11 Beschnittene Steuerfedern dreier Haselhühner zwecks individueller Markierung. Von 2.400 auf diese Weise markierten Federn wurden nur zwei nach der Auswilderung der Vögel wiedergefunden. Eine dieser beiden stammte vom Opfer eines Greifvogels (vermutlich ein Habicht), die andere von einem Opfer eines Marders oder Rotfuchses oder von einem natürlicherweise verdendeten Tier, dessen Kadaver von diesen Raubsäugern gefunden und verzehrt worden war.

Au total, sur 135 Gelinottes lâchées en automne entre 1991 et 1997, il y a eu au minimum neuf individus qui ont survécu au moins six mois et trois qui ont survécu au moins douze mois (Fig. 7.12). Une observation de trois gelinottes rassemblées sur un même bouleau en juillet 1997 soit neuf mois après le lâcher précédent suggère un cas de reproduction. Un chasseur de bécasse m'a affirmé avoir levé une Gelinotte à plusieurs reprises en 2003 sur massif du Bougès ; soit six ans après le dernier lâcher.

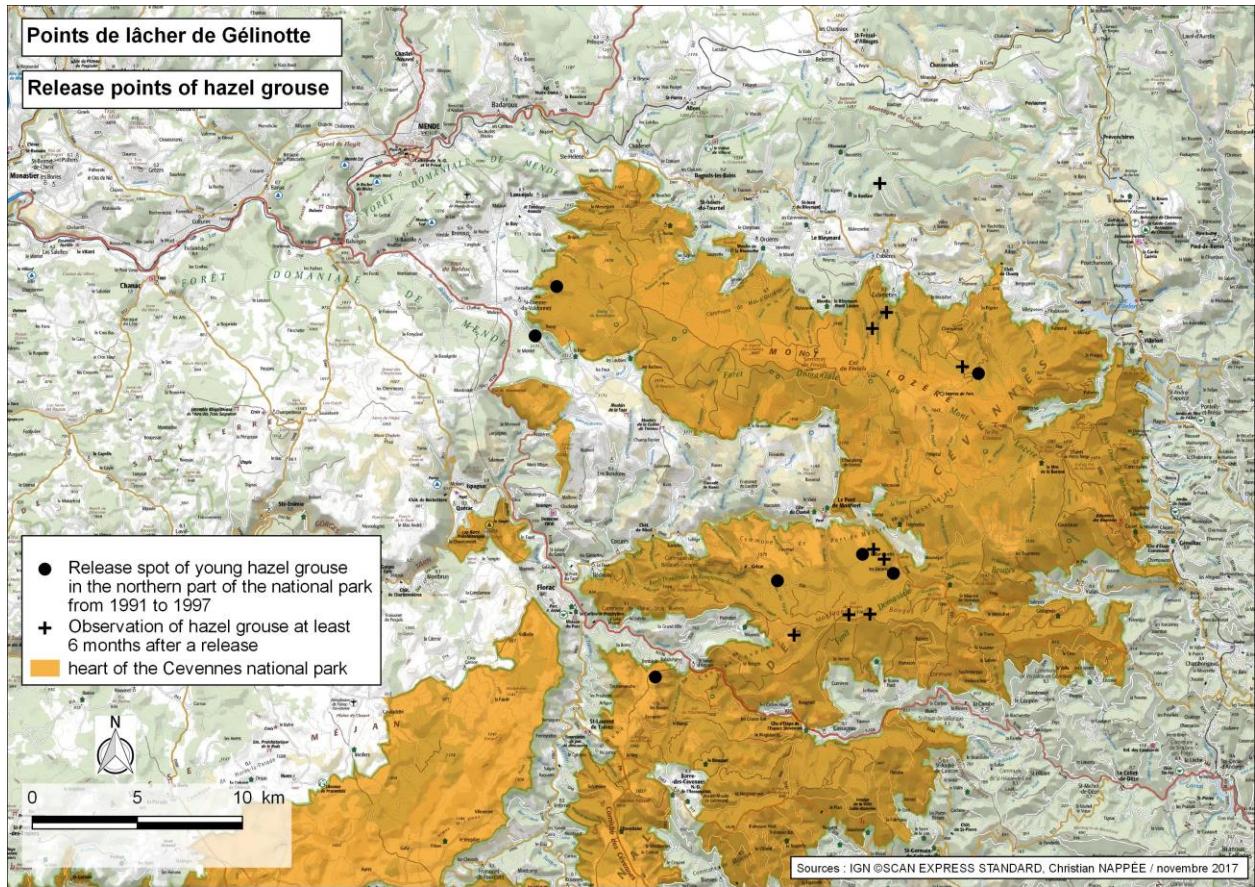


Fig. 7.12 Sites de lâcher dans les Cévennes et sites où des gelinottes furent observées au moins six mois après un lâcher.

Abb. 7.12 Orte der Auswilderung nachgezüchteter Haselhühner in den Cevennen und Nachweise im Anschluss an diese Auswilderung.

8 Conclusions

La sous-espèce *Tetrastes bonasia rhenana* est menacée de disparition à courte échéance si une action vigoureuse en sa faveur n'est pas rapidement engagée. Son extinction ne serait qu'un micro événement dans le vaste mouvement d'extinction d'animaux et de végétaux qui s'accélère dans le monde entier. Néanmoins, son sauvetage pourrait avoir valeur d'exemple pour la biologie de la conservation car ce sauvetage n'est possible qu'en développant des techniques de conservation *ex situ*. Or, dans un avenir, hélas peu éloigné, ces techniques seront la seule façon de conserver certaines espèces en sauvegardant un maximum de leur variabilité génétique puis en multipliant leurs effectifs afin de les rétablir dans un habitat préservé ou préalablement reconstitué.

Appendice : Tentatives récentes de réintroduction de la gelinotte en Europe.

Dans le **Harz (Allemagne)** plus de 600 gelinottes ont été lâchées près du village de Zorge dans le sud du Harz entre 1986 et 1999. L'espèce avait disparu de cette région 20 ans auparavant. Ces gelinottes étaient presque toutes issues de captivité. Seulement onze d'entre elles, lâchées entre 1996 et 1998, étaient des oiseaux sauvages provenant d'Autriche. A partir de 1988 et à l'exception de 1998, des poussins ou des jeunes attestant une reproduction étaient vus chaque année (BERGMANN *et al.* 2000). Néanmoins, cette réintroduction a échoué à implanter une population viable au cours de la décennie suivante.

En **Thüringer Frankenwald (Allemagne)**, un programme de réintroduction de la Gelinotte est en cours depuis 2001 dans la forêt de Wurzbach près de la ceinture verte correspondant à l'ancienne frontière entre Allemagne de l'Est et Allemagne de l'Ouest (KLAUS *et al.* 2015). L'espèce s'était éteinte dans cette région à la fin du 19^{ème} siècle. Jusqu'à l'automne 2018, 255 oiseaux ont été lâchés. 226 avaient été produits en captivité, les 29 autres étaient des individus sauvages capturés dans les Alpes autrichiennes et relâchés quelques heures plus tard sur le site de réintroduction. Des couvées ont été vues à trois reprises. Le programme se poursuit (SIEGFRIED KLAUS, comm. pers.).

En **Espagne**, un programme de réintroduction de la Gelinotte est en cours dans les Pyrénées espagnoles. Un premier test visant à évaluer la survie des oiseaux déplacés a été réalisé en 2011 avec le lâcher dans le Val d'Aran de onze gelinottes sauvages (six mâles, cinq femelles) capturées quelques heures auparavant en France dans les Alpes de Haute-Provence. Ces oiseaux ont tous été équipés d'émetteurs. Un an après le lâcher, leur taux de survie était de 66 % ce qui est encourageant si on le compare aux 73 % de survie annuelle calculé dans leur population alpine d'origine (MONTADERT *et al.* 2013). Au printemps 2013, deux mâles et une femelle étaient encore en vie. Après six années de discussion avec les gestionnaires des sites pressentis (Réserve Naturelle Nationale des Hauts Plateaux du Vercors et massif des Monges dans les Alpes de Haute Provence), le programme de translocation est relancé. En octobre 2018, un nouveau lâcher a débuté avec la libération de quatre mâles et une femelle, tous capturés dans la réserve naturelle du Vercors.

Références

- ASCHENBRENNER, H. 1985. *Rauhfusshüinner. Lebensweise, Zucht, Krankheiten, Ausbürgierung.* Hannover, M. et H. Shaper.
- AMBLARD, C. 1992. Observation de deux Gelinottes dans les Combrailles. *Le Grand-Duc* **40**, 326.
- BAÏNES, D., AEBISCHER, N. J. & A. MACLEOD. 2016. Increased mammalian predators and climate change predict declines in breeding success and density of capercaillie *Tetrao urogallus*, an old stand specialist, in fragmented Scottish forests. *Biodiversity and Conservation* **25**, 2171–2186.
- BERGMANN, H-H., SEILER, C. & S. KLAUS. 2000. Release projects with grouse – a plea for translocation. Pp. 33–42 in P. MALKOVA (éd.) : *Proceedings of the international conference: Tetraonids-Tetraonidae at the break of the millennium.* Ceske Budejovice, Czech Republic.
- BRUGIERE, D. 1988. Évolution de l'avifaune reproductrice des départements de l'Allier, du Puy-de-Dôme, de la Haute-Loire, du Cantal et de la Lozère au cours des quinze dernières années. Mise au point sur cette avifaune. *Le Grand-Duc* **33**, 40–66.
- CIBIEN, C., HOLT, P., JOACHIM, J. & B. CARGNELUTTI. 1993. *Étude de faisabilité de la réintroduction de la Gelinotte des bois dans le Parc National des Cévennes.* Castanet-Tolosan, AGENCE DE RECHERCHE POUR LE PROTECTION DES ESPACES NATURELS. 37 pp.
- CORBARA, B. & M. COURT. 2012. Une nouvelle observation de Gelinotte des bois *Bonasa bonasia* (Tetraonidae) en Auvergne. *Le Grand-Duc* **80**, 77–78.
- COUTURIER, M. 1964. *Le gibier des montagnes françaises.* Grenoble, Arthaud.
- HERMELIN, M. & V. RIVOIRE. 2009. Site internet www.faune-loire.org, consultation multicritères, année 2009.
- JACOB, L. 1987. Le régime alimentaire du Grand tétras (*Tetrao urogallus* L.) et de la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.) dans le Jura. Université de Bourgogne, Thèse de Doctorat.
- JOACHIM, J., CARGNELUTTI, B., CIBIEN, C. & C. NAPPEE. 1998. Evaluation par télédétection des biotopes à Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) dans le Parc National des Cévennes. *Gibier Faune Sauvage* **15**, 31–41.
- KLAUS, S., HOFFMANN, H., & HEINRICH XII. PRINZ REUSS. 2015. Wiederansiedlung des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* am „Grünen Band“ des Thüringer Frankenwaldes. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* **52**, 62–68.
- MARCSTRÖM, V., KENWARD, R. E. & E. ENGRÉN. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Animal Ecology* **57**, 859–872.
- KRZYWIŃSKI, A., KELLER, M. & A. KOBUS. 2013. „Born to be free“ – an innovative method of restitution and protection of endangered and isolated grouse populations (Tetraonidae). *Vogelwelt* **134**, 55–63.
- MERTA, D., KOBIELSKI, J., KRZYWIŃSKI, A., THEUERKAUF, J. & R. GULA. 2015. A new mother-assisted rearing and release technique (“born to be free”) reduces the exploratory movements and increases survival of young capercaillies. *European Journal of Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-015-0899-3.
- MONTADERT, M., JORDANA, I., MÉNONI, E., SIMON, J. & R. ISOARD. 2013. Un espoir de retour de la gelinotte dans les Pyrénées catalanes. *Faune sauvage* **300**, 58–61.

- MORENO-OPO, R., AFONSO, I., JIMENEZ, J., FERNANDEZ-OLALLA, M., CANUT, J. & D. GARCIA-FERRE. 2015. Is it necessary managing carnivores to reverse the decline of endangered prey species? Insights from a removal experiment of mesocarnivores to benefit demographic parameters of the Pyrenean capercaillie. *PLOS ONE* **10** DOI: 10.1371/journal.pone.0139837
- NAPPEE, C. 2008. Le Grand tétras *Tetrao urogallus* dans les Cévennes. Histoire d'une réintroduction difficile. *Ornithos* **15**, 282–293.
- PIECHAUD, E. 1988. Une observation de Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) dans le massif des bois noirs (Saint-Priest-la-Prugne, Loire). *Le Grand-Duc* **33**, 47–49.
- SCHATT, J. 1991. Etude du régime alimentaire de la Gelinotte des bois dans l'Ain. *Alauda* **59**, 89–100.
- SOKOS, C. K., BIRTSAS, P. K., & E. P. TSACHALIDIS. 2008. The aim of galliforms release and choice of techniques. *Wildlife Biology* **14**, 411–422.
- STARLING, A. E. 1991. Captive breeding and release. *Ornis Scandinavica* **22**, 255–257.
- WIENEMANN, T., SCHMITT-WAGNER, D., MEUSER, K., SEGELBACHER, G., SCHINK, B., BRUNE, A. & P. BERTHOLD. 2011. The bacterial microbiota in the ceca of capercaillie (*Tetrao urogallus*) differs between wild and captive birds. *Systematic and Applied Microbiology* **34**, 542–551. DOI: 10.1016/j.syapm.2011.06.003.

Volierzucht des Haselhuhns im Hinblick auf seine Auswilderung

Von CHRISTIAN NAPPÉE

Der Parc National des Cevennes (90.000 ha) begann seit 1989 ein Projekt zur Wiedereinbürgerung des Haselhuhns im Zentralmassiv, das jedoch in einem frühen Stadium bereits 1994 eingestellt wurde, noch bevor über Erfolg oder Misserfolg der Maßnahme ein Urteil gebildet werden konnte. Dennoch wurden während der Laufzeit dieses Vorhabens wertvolle Erfahrungen zur Nachzucht und Auswilderung gewonnen, die hier mitgeteilt werden.

Im Süden dieses Mittelgebirges ist ein historisch reiches Vorkommen des Haselhuhns belegt, mindestens seit dem Jahr 1703, und auf dem Gebiet des heutigen Nationalparks letztmalig 1938 am Col du Minier des Berges Lingas im südlichen Massiv von Aigoual. Jüngere Meldungen des Haselhuhns in den Départements von Ardèche und Haute-Loire sind schwierig einzuschätzen. Im nördlichen Zentralmassiv überdauerte die Art hingegen bis in die letzten Jahre im Massiv von Bois Noirs, Combrailles und auf den Monts du Forez. Meldungen aus den Jahren 1995, 2007 und 2010 sind nicht näher belegt und werden als vorläufige Nachweise bewertet (Abb. 7.1). Derzeit gilt das Haselhuhn im Zentralmassiv als ausgestorben oder es steht kurz vor dem völligen Verschwinden. Die taxonomische Einordnung dieser regionalen Population ist unbekannt, es könnte sich jedoch möglicherweise um die Unterart *Testrastes bonasia rhenana* handeln; Aufschluss wird von einer laufenden Museumsstudie (A. SCHREIBER) erhofft. Die Ursachen des Aussterbens in der Region sind nicht sicher geklärt, aber die Fragmentierung der Wälder durch expandierende Kulturländer,

ergänzt durch Jagddruck und der überall erfolgte Ersatz des Waldes durch Nadelholzforsten dürften eine wesentliche Rolle gespielt haben.

Aufbauend auf seinen Erfahrungen zur Zucht von Auer- und Birkhühnern erwarb der Autor 1989 das erste Zuchtpaar Haselhühner und konnte bereits im Jahr 1991 die ersten 31 Vögel im Nationalpark freilassen. Eine 1992 im Auftrag des Parks angefertigte Machbarkeitsstudie (CIBIEN *et al.* 1993) wies immerhin 10.000 ha, also fast 30 % der Nationalparkfläche, als für das Haselhuhn geeigneten Lebensraum aus (Abb. 7.2 und 7.3). Der Autor erwarb von privaten Haltern im Ausland neun Gründerindividuen für seinen Zuchtstamm, die mehr oder weniger nahe miteinander verwandt waren. Die taxonomische Identität dieser in Privathand gezüchteten Tiere war unbekannt, vermutlich handelte es sich um multiple Hybriden aus zwei bis drei verschiedenen Unterarten, die aber nicht im Einzelnen dokumentiert waren. Es waren also sicher nicht Vertreter der historisch im Zentralmassiv vorhandenen Unterart des polyptyischen Haselhuhns. Nachdem jedoch der historische Bestand erloschen war oder kurz davor stand, endgültig auszusterben, wurde beschlossen, dieses nicht autochthone genetische Material zu akzeptieren, denn es waren die einzigen für das Projekt verfügbaren Haselhühner und eine genetische Faunenverfälschung einer noch vorhandenen, gefährdeten Population war nicht zu befürchten.

Haltung und Zucht von Haselhühnern

Für die Haltung und Nachzucht wurden dieselben Einrichtungen benutzt, die sich bei Birk- und Auerhühnern bereits bewährt hatten:

- Ein Hühnerstall für 30–40 Zwerghühner, d. h. ungefähr vier domestizierte Zwerghennen auf jede Haselhenne, um jederzeit ausreichend Hennen für die Ammenbrut zur Verfügung zu haben.
- Ein Brutraum für die Zwerghennen, bestehend aus einem 5 m² großen Verschlag mit zwölf Brutstätten.
- Ein Aufzuchtraum für die Haselküken von 20 m², der auch die Brutschränke enthielt: Um den Schlupf unter sterilen Bedingungen zu ermöglichen, wurden die Eier am 22. oder 23. Bebrütungstag den zuvor als Ammenbrütern dienenden Zwerghennen weggenommen und künstlich weiter bebrütet. Den ersten Lebensmonat verbrachten jeweils fünf bis acht Küken im selben Aufzuchtgehäuse (Abb. 7.4 und 7.5), in den ersten 15 Tage ständig erwärmt mit einer 100 W-Wärmelampe (eine zweite Ersatzlampe sprang über Thermostat ein, wenn die erste Lampe ausfallen sollte). Die Wärmezufuhr wurde ab dem 16. Lebenstag schrittweise über vier bis fünf Wochen zurückgefahren.
- Die weitere Haltung erfolgte in Käfigen, die aus hygienischen Gründen wegen der Parasitengefahr auf 60 cm hohen Stelzen erhöht über dem Erdboden standen; ihr Bodensubstrat bestand aus einem Metallgeflecht von 2 cm Maschenweite. Für den Komfort der Vögel war das Bodengeflecht mit einer Matte aus Geotextilien ausgelegt. Die Käfige maßen 6 m², wovon 4 m² dem Außengehege entsprachen, das der Witterung offen ausgesetzt war. Die Küken konnten sich durch eine bewegliche Klappe in den geschützten Innenraum zurückziehen. Eine Sitzstange, eine Tränke, ein Futtertrog und eine Schale mit Sand und Kies waren in jedem Käfig vorhanden, dessen Seitenwände unten aus Holz und darüber aus Maschendraht bestanden. Identische Käfige dienten den adulten Zuchtpaaren als Wohnstätte, wobei zur Brutzeit ein mit Erde gefülltes

Becken hineingestellt wurde, um das Nest anzulegen. Jedem Brutpaar stand ein eigener solcher Käfig zur Verfügung.

- Zur Vorbereitung der Vögel auf ein Leben im Freiland diente eine größere Voliere von zwei Meter Höhe, sechs Meter Breite und 10–15 m Länge. Später wurde eine kleinere Voliere vorgezogen, von 20 m² Grundfläche und zwei Metern Höhe.

Ergebnisse der Nachzucht

Durch Entnahme der Eier und ihre Bebrütung unter Zwerghennen werden die Haselhennen zum Nachlegen veranlasst, was pro Weibchen im Mittel 20–25(–30) Eier pro Saison erbrachte. Vor der Bebrütung wurden die Eier zunächst für zehn Tage auf sterilen, kühlen (unter 18 °C) Sand ausgelegt und einmal am Tag um eine halbe Umdrehung gewendet. Das Bauchgefieder der Zwerghennen wurde vor dem Unterschieben der Eier mit Wasser und Seife gereinigt und getrocknet. Unzuverlässigen Zwerghennen wurden die Eier früher abgenommen und diese sofort in einen Brüter gelegt. Ansonsten wurden die Eier am 23. Bruttag mit dem ersten Anpicken der Eischale durch die Küken in den Brüter gelegt, damit der Schlupf dort unter sterilen Bedingungen erfolgen konnte. Schlüpften Küken nicht innerhalb von 30 Stunden nach dem ersten Anbohren der Eischale, wurde ihnen manuell beim Schlupf geholfen und die Nabelgegend desinfiziert, bevor sie in den Brüter zurückgegeben wurden.

Im Jahr 1993 erbrachten 172 abgelegte und von neun Zwerghennen erbrütete Eier (im Mittel 19 Eier pro Henne) 68 schlüpfende Küken (41 %); fünf Eier waren abnorm oder zerbrachen während der Brut, 77 waren unbefruchtet (46 %), in 22 starben die Embryonen ab (13 %). In diesem Jahr konnten 18 junge Männchen und 16 junge Weibchen aufgezogen und freigelassen werden. Die Gründe für die relativ geringe Schlupfrate sind unklar. Die nahe Verwandtschaft aller Reproduktoren könnte beigetragen haben, aber auch eine nicht ausreichende Nahrungsqualität für die Zuchtweibchen oder die Infektion der weiblichen Geschlechtswege durch pathogene Keime. In der Tat wurden in Proben vom LABORATOIRE CENTRAL VÉTÉRINAIRE DE MAISON ALFORT Mycoplasmen nachgewiesen. Die Erkrankung manifestierte sich in der ersten Lebenswoche durch Eiterherde unter den Augen, eitrigen Nasenausfluss und Probleme der Lungen und der Eingeweide.

Im ersten Lebensmonat bestand die Diät der Küken aus Mehlwürmern, Grillen, jungen Blättern von der Himbeere, vom Löwenzahn, Sauerampfer, Bocksbart und Wiesenknopf, vom Rainkohl und von der Gänsedistel, ergänzt durch handelsübliches Fertigfutter für die Aufzucht von Wildvögeln (Abb. 7.6). Ab der fünften Woche wurde zunehmend ein handelsübliches Futter für Fasanen und Rebhühner gereicht und der Pflanzenanteil an der Nahrung erhöht, darunter Heidelbeeren, Grauweide und Hasel, dazu zarte Blätter und ganze Pflanzen von Löwenzahn, Habichtskraut, Gänsedistel und verschiedenen Ampferarten. Ab drei Monaten nahmen die Junghühner auch Holunderbeeren, Vogelbeeren und die Kätzchen der Hängebirke und Hasel. In jedem Lebensalter stand den Vögeln grober Sand zur Verfügung, damit sie altersgemäß passende Korngrößen als Gastroolithen in den Magen aufnehmen konnten.

Krankheiten und Missbildungen

Ein wechselnder Anteil der Küken erforderte manuelle Hilfe beim Schlupf. Besonders Küken, denen beim Schlüpfen geholfen worden war, entwickelten manchmal verkrümmte Zehen oder

hatten eine unzureichende Muskelspannung im Hüftgelenk. In diesem Fall müssen die Beine gerichtet werden und man fixiert die Füsse für ungefähr 15 Stunden mit Klebeband (Isolierband für Elektrokabel), bis die Bänder der Gelenke gestrafft und die Knochen ausgehärtet sind (Abb. 7.9 und 7.10).

Pathogene Serotypen von *Escherichia coli*, aber auch *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *S. haemolyticus* und *Mycoplasma gallisepticum* wurden in Gewebeproben der Vögel nachgewiesen. Ausschlüpfen unter der ausbrütenden Zwerghenne statt im sterilen Brutapparat resultiert manchmal in einer bakteriellen Nabelentzündung, die tödlich enden kann. Einer solchen wird durch Bestreichen der Nabelregion mit einem antiseptischen Präparat begegnet. In sieben Jahren Haltung und Zucht war ein einzelner an Coccidiose verstorbener Haselhahn der einzige Verlust durch eine innere Parasitose. Wahrscheinlich bewährte sich diesbezüglich die Haltung der Vögel auf einem erhöht stehenden Maschenboden in einem Abstand vom natürlichen Erdboden. Parasiten der Jungvögel wurde durch geeignete Präparate (Amprolium und Fenbendazole) vorgebeugt.

Gelegentlich auftretendes Federrupfen musste durch ständige Wachsamkeit verhindert werden, indem derartig verletzte Vögel isoliert und die betroffenen Körperteile mit Cadeöl (Wachholderöl) behandelt wurden.

Vorbereitungen für die Auswilderung

Versuche, eine Prägung der Jungvögel auf den Menschen zu verhindern, wurden nicht unternommen, weil solche Versuche die Aufzucht über Gebühr erschweren und es vorgezogen wurde, wenn die Tiere nach der Auswilderung positiv auf menschliche Besucher im Wald reagieren. Prädatoren erkennen Haselhühner wie die meisten Vögel instinkтив, und auch nicht speziell trainierte Vögel reagierten in der Vorbereitungsvoliere auf Greifvögel richtig, d. h. sie stoßen Alarmrufe aus und verharren bewegungslos an einem Rückzugsort. Dagegen müssen sie die Flinkheit eines solchen Rückzugs durch wiederholte Übung erst optimieren. Der Züchter kann nach Meinung des Verfassers wenig zu diesem Lernprozess beitragen. Er sollte stattdessen gewährleisten, dass die Jungvögel auf die im Biotop vorhandenen Nahrungspflanzen ausreichend vorbereitet sind und dann bestens ernährt eine gute körperliche Verfassung erwerben, die sie zur schnellen Flucht befähigt. Ein wenig anders stellt sich das Verhalten gegenüber Raubsäugern dar, denn durch die Gewöhnung an Menschen in der Voliere könnte die Fluchtbereitschaft gegen solche gefährlichen Säugetiere vermindert sein. In der Natur spielt wahrscheinlich die anleitende Mutter eine wesentliche Rolle im frühzeitigen Erlernen solcher Risiken. Nach Meinung des Verfassers ist es aber zielführender, durch optimale Zuchtmethoden einen quantitativ ausreichenden Nachschub an Junghühnern auszuwildern als den zweifelhaften Versuch einzugehen, die jungen Tiere gegenüber Fressfeinden über eine Ausbildung durch den Menschen zu sensibilisieren.

Eine Vorbereitung auf die Ernährung im Freiland erfolgte durch die Gabe von Kräutern an die gekäfigten Jungvögel. Um die Mikroorganismen im Darm nicht zu beeinträchtigen, welche für den Aufschluss von schwer verdaulicher Nahrung unentbehrlich sind, wurden Antibiotika und Antiparasitika nur sehr vorsichtig verabreicht. Die naturnahe Bepflanzung der Voliere sowie ein Angebot von Pflanzen- und Insektennahrung sollten den Tieren den Erwerb der notwendigen Mikroflora erlauben (Abb. 7.7 und 7.8). Neuerdings bietet der Verfasser jungen Haselhühnern zusätzlich

die Exkremeante von Auerhühnern an, die im Freiland eingesammelt wurden. Die Wirksamkeit dieser Maßnahme kann nicht beurteilt werden, sie beeinträchtigt aber jedenfalls die Gesundheit der Tiere nicht.

Um die Auswilderung zu optimieren könnte man zukünftig die Methode „Born to be free (BTBF)“ anwenden, die von DOROTA MERTA von der polnischen Universität Krakau entwickelt worden war. Diese Methode versucht das Überleben nachgezüchter Auerhühner zu verbessern, indem man sie von einer Henne führen lässt und eine Emissionsquelle für Ultraschall anbringt, der vom Vogel nicht wahrgenommen wird, wohl aber Raubsäuger abschreckt (META *et al.* 2015). Um diese Methode auf Haselhühner anzuwenden, müsste man zunächst deren gesundheitliche Überwachung optimieren, denn um sie von einer Haselhenne in einer naturnahen Biotopvoliere führen zu lassen, wo die Überwachung der Parasiten schwierig ist, müssen Vorkehrungen gegen mutmaßliche Erreger getroffen werden. Ein erster Versuch einer naturnahen Aufzucht beim Haselhuhn erwies sich als deutlich schwieriger als beim Auerhuhn. Haselhühner zeigen ab der 15. Woche ein wenig ausgeprägtes Sozialverhalten, weil die Hähne territorial werden, was die räumliche Zerstreuung der Tiere bewirkt. Dieses Verhalten erschwert die BFTF-Methode ungemein.

Auswilderung und Monitoring

Zwischen 1991 und 1997 wurden 135 Haselhühner (69 Hähne und 66 Hennen) in den Wäldern des Mont Lozère und des Massif du Bougès im Zentrum des Parc National des Cévennes ausgewildert. Jeder Vogel trug einen Metallring des CENTRE RECHERCHES PAR LE BAGUAGE DES POPULATIONS D’OISEAUX. Nur ein Ring wurde zurückgemeldet, gefunden auf einem Waldweg ohne Hinweis auf die Todesursache des Vogels. Eine weitere Markierung durch Ausschneiden der Steuerfedern in einem für jedes Individuum einzigartigen Muster gestattet sowohl die individuelle Zuordnung einer gefundenen Leiche als auch jene von aufgelesenen Mauserfedern des Folgejahres (Abb. 7.11). Da Steuerfedern beim Haselhuhn eher unscheinbar aussehen würden jedoch nur zwei ausgeschnittene Federn im Wald wiedergefunden. Deshalb und weil Finanzmittel für zusätzliches Personal fehlten, fiel das Monitoring der freigelassenen Haselhühner nur lückenhaft aus. Es beschränkte sich weitgehend auf telefonische Nachfragen bei Jägern, Naturkundlern und Nationalparkbediensteten der Region. Trotzdem kann festgestellt werden, dass von 135 freigelassenen Haselhühnern mindestens neun Vögel für wenigstens sechs Monate und drei für zwölf Monate im Freiland überlebten (Abb. 7.12). Die Beobachtung einer Gruppe von drei Haselhühnern auf einer Birke im Juli 1997 legt mindestens einen Fall von Reproduktion nahe. Ein Jäger meldete ein Haselhuhn aus dem Massif du Bougès noch im Jahr 2003, also sechs Jahre nach der letzten Freilassung.

Weitere Versuche der Wiedereinbürgerung des Haselhuhns in Europa

Im deutschen Harz wurden zwischen 1986 und 1999 mehr als 600 Haselhühner bei der Ortschaft Zorge freigelassen. In dieser Region war die Art 20 Jahre zuvor erloschen. Elf der ausgewilderten Vögel waren Wildfänge aus Österreich, der Rest Nachzuchten von Haltern. Ab 1988 und mit Ausnahme von 1998 bezeugten Beobachtungen von Küken oder Junghühnern die alljährliche Reproduktion im Freiland (BERGMANN *et al.* 2000). Trotzdem misslang letztendlich die Etablierung einer stabilen Population im Harz.

Im Thüringer Frankenwald findet seit 2001 bei Wurzbach nahe an der ehemaligen innerdeutschen Grenze ein Auswilderungsprojekt statt (KLAUS *et al.* 2015). Dort erlosch die Art gegen Ende des 19. Jahrhunderts. Bis zum Herbst 2018 wurden 255 Haselhühner freigelassen, davon 226 Nachzuchten aus Haltungen. Die übrigen 29 Tiere waren Wildfänge aus den österreichischen Alpen. Bisher wurden drei Reproduktionen gemeldet. Das Projekt dauert gegenwärtig noch an.

Auch in den spanischen Pyrenäen dauert ein Auswilderungsprojekt noch an. Im Jahr 2011 wurden versuchsweise elf Haselhühner im Val d’Aran freigelassen, die kurz zuvor in den französischen Westalpen eingefangen worden waren. Diese Vögel waren mit Sendern ausgestattet. Ein Jahr nach der Freisetzung überlebten 66 % der Tiere, was ein ermutigendes Ergebnis ist angesichts einer kaum höheren zu erwartenden Überlebenswahrscheinlichkeit im Herkunftsgebiet der Alpen von 73 % (MONTADERT *et al.* 2013). Im Frühjahr 2013 überlebten immer noch zwei Hähne und eine Henne. Nach sechsjährigen Diskussionen mit den Verantwortlichen im Quellgebiet dieser Translokation (Réserve Naturelle Nationale des Hauts Plateaux du Vercors et massif des Monges) konnte das Projekt fortgesetzt werden. Im Oktober 2018 wurden weitere vier Hähne und eine Henne aus dem Réserve naturelle du Vercors in die Pyrenäen überführt.

8

Wie die EAZA GALLIFORMES TAG ein Artenschutzprojekt für das Westliche Haselhuhn unterstützen kann

SIMON BRUSLUND – ZOO HEIDELBERG, WPA-DEUTSCHLAND,
EAZA GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP, Heidelberg

JAN DAMS – KONINKLIJKE MAATSCHAPPIJ VOOR DIERKUNDE ANTWERPEN, CHAIRMAN EAZA
GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP, Antwerpen

How the EAZA GALLIFORMES TAG could support a conservation project in favour of Western hazel grouse. By S. BRUSLUND and J. DAMS. – The article describes the potential contributions of EAZA zoos, and of the EAZA GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP, towards an integrative rescue project to safeguard the survival of the threatened Western hazel grouse (*Tetrastes bonasia rhenana*). This advisory group accepts to support member institutions to take part in such a conservation project. Apart from organising a breeding project to develop a safety population of this subspecies *ex situ*, and to deliver eventual surplus birds for subsequent reintroduction efforts, such a coordinated breeding stock could also facilitate research into the conservation biology of the little-known subspecies. EAZA's more than 140 million visitors per year (in all participating member zoos) provide a good fundament to educate the wider public about the plight of the generally ignored Western hazel grouse. The article reviews the organisational structure of the EAZA and the work of its GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP, and ends with concrete proposals of steps required to develop an *ex situ* strategy involving EAZA zoos and the various interested state authorities and conservation groups charged with hazel grouse conservation. A short roadmap is provided of how a breeding programme could be inaugurated.

Die EUROPEAN ASSOCIATION OF ZOOS AND AQUARIA (EAZA) ist seit 1992 der europäische Verband von Zoos und Aquarien. Die Einrichtungen dieser Organisation umfassen mehr als 300 wissenschaftlich geleitete Zoos und ziehen jährlich ungefähr 140 Millionen Besucher an, was einem Fünftel aller EU-Bürger entspricht. Im Mai 2018 zählte die EAZA 410 institutionelle Mitglieder in 47 Ländern, vornehmlich in Europa und im südwestlichen Asien. Diese arbeiten eng zusammen mit dem Ziel, dass ihre Zoos ökologisch nachhaltig werden und einen Beitrag zur Erhaltung gefährdeter Arten leisten. Es ist ein erklärtes Ziel moderner Zoos, zu „Schutzzentren der

Zukunft“ zu werden, die über Reservepopulationen bedrohter Arten hinaus auch Umweltbildung, Naturschutzförderung im Freiland und weitere praktische Naturschutzaktivitäten anbieten.

Als hauptsächliche Ziele der EAZA gelten:

1. Aufbau und langfristiges Management von Zuchtpopulationen von Wildtieren in menschlicher Obhut, als Beitrag zur Gewährleistung artenreicher Zoos sowie des Überlebens von im Freiland bedrohten Arten. Diese Zuchten werden organisiert entweder als Europäische Erhaltungszuchtprogramme (European Endangered Species Programmes, EEP) oder als Europäische Zuchtbücher (European Studbooks, ESB). Regionale Kollektionspläne stimmen die Artenauswahl auf die Erfordernisse des Artenschutzes und der Zoos ab. Derzeit führt die EAZA 405 Zuchtprogramme.
2. Geldmittel und Sachverständnis für *in situ*-Artenschutzprojekte beizusteuern, um die Naturschutzarbeit auch außerhalb der Zoos zu unterstützen.
3. Der großen Zahl der Zoobesucher Eindrücke und Informationen über (bedrohte) Tiere und deren Habitate anzubieten.
4. Wissenschaftliche Forschung über alle Aspekte der Biologie dieser Tiere zu fördern und zu betreiben.

Akkreditierungssysteme und zahlreiche Richtlinien, Verfahrensweisen, Strategien und Verwaltungsdokumente stellen hohe Standards im Tiermanagement sicher. In Bezug auf den Naturschutz sind die EAZA-Erhaltungsstandards aus dem Jahr 2016 die wichtigste Referenz für Mitgliedsinstitutionen²³. Die Managementstruktur der EAZA basiert auf den Mitgliedszoos und deren Beiträgen zu einer jährlichen Generalversammlung, dem Exekutivkomitee, dem Rat der EAZA und mehreren Ausschüssen für verschiedene Arbeitsbereiche. Die in den Niederlanden angesiedelte Geschäftsstelle mit fest angestellten Mitarbeitern unterstützt die Arbeit der Ausschüsse. Das EAZA-Exekutivkomitee übernimmt die Umsetzung der Politik und Strategie des Rates und überwacht das Tagesgeschäft. Zu den ständigen Ausschüssen gehört der EEP-Ausschuss. Dieser befasst sich mit der Funktionsweise und Entwicklung der vielen Programme für Populationsmanagement- und Zucht sowie der langfristigen Planung der Tiersammlung. Unter dem Dach des EEP-Komitees gibt es unterstützende Arbeitsgruppen für wissenschaftliches Populationsmanagement, für Training der Tiere zur Erleichterung des Managements, BioBanking, Geburtenplanung, Tierernährung, Gartenbau im Zoo, Verwendung von Palmöl, Wiedereinbürgerungen, Tiertransport und für Tierschutz.

1 Taxon Advisory Groups: die EAZA GALLIFORMES TAG

Die vielen artspezifischen Zuchtprogramme sind nach Tiergruppen in Beratungsgruppen (TAXON ADVISORY GROUPS, TAGs) gegliedert. Als verantwortliche Einrichtungen für die Kollektionsplanung sind die TAGs die zentrale Instanz, um neu einzurichtende Erhaltungszuchten zu identifizieren und zu empfehlen. Sie sollen daher im Zusammenhang einer möglichen zukünftigen Erhaltungszucht für gefährdete Haselhühner näher vorgestellt werden.

²³ <https://www.eaza.net/assets/Uploads/Standards-and-policies/EAZA-Conservation-Standards-2016.pdf>

Die Aufgaben der Beratungsgruppen sind vielfältig:

- Regionale Sammlungsplanung, also Prioritätensetzung für neue Artprojekte und Aufteilung der Haltungskapazität.
- Leiter der Artprogramme ernennen und motivieren.
- Erhaltungszuchten evaluieren und Berichte darüber an das EEP-Komitee abgeben.
- Operationale Unterstützung der Zuchtprogramme, etwa durch Erhebung der verfügbaren Haltungskapazität. Haltungsrichtlinien werden publiziert, also Dokumente, welche die Bedürfnisse der Arten benennen, wie die Gestaltung der Gehege, Ernährung, Verhaltensmanagement, Tiermedizin.
- Jährliche Treffen organisieren und moderieren, darunter eine Generalversammlung der EAZA pro Jahr sowie ein gemeinsames Mittjahrestreffen sämtlicher TAGs für Vogelgruppen.
- Sammeln und Verteilen relevanter Neuigkeiten aus Forschung und Naturschutz zu den einzelnen Taxa.
- Bestimmen der Bedürfnisse der gemanagten Tierarten.

Praktisch jede von der EAZA gemanagte Tierart gehört zum Zuständigkeitsbereich einer TAG. Pinguine, Bären, Hornvögel, Katzen oder Antilopen sind nur einige Beispiele für Tiergruppen mit eigenen Beiräten. Als Mitglieder einer TAG fungieren Mitarbeiter von Zoos und Aquarien der EAZA mit Interesse und Sachverstand zum betreffenden Taxon. Zusätzlich können TAGs weitere Mitglieder rekrutieren, etwa an Universitäten oder bei internationalen Artenschutz-Organisationen tätige Fachleute und Wissenschaftler. Jede TAG wird geleitet von einem Vorsitzenden (TAG Chair), zuweilen mit der Unterstützung eines Stellvertreters (TAG Vice Chair).

Die EAZA GALLIFORMES TAG betreut die Ordnung Galliformes (Hühnervögel), einschließlich der Großfußhühner (Megapodidae), Hokkohühner (Cracidae), Zahnwachteln (Odontophoridae), Fasane, Raufußhühner, Truthähne und Rebhühner (Phasianidae) und Perlhühner (Numididae).

„TAG Mission Statement“: Die GALLIFORMES TAG unterstützt die Zusammenarbeit der Mitglieder der Europäischen Zoo- und Aquariengemeinschaft und anderen ähnlichen Organisationen, um eine optimale Betreuung der Populationen von Hühnervögeln in Gefangenschaft zu gewährleisten. Nachhaltige Populationen sollen in der Voliere aufgebaut werden, welche Arten absichern, spätere Wiederansiedlungen ermöglichen und die Öffentlichkeit über die Bedeutung der Galliformes-Arten in ihren natürlichen Lebensstätten informieren. Zusätzlich soll ihre Biologie erforscht werden und durch finanzielle Unterstützung und den Austausch von Wissen Erhaltungsprojekte sowohl *in situ* als auch *ex situ* unterstützt werden.

In den letzten Jahrzehnten gingen die Populationen der Hühnervögel in europäischen Zoos erheblich zurück. Um das Interesse für diese Arten zu erhöhen, zeigt die GALLIFORMES TAG das Schutzpotenzial vieler Arten der Galliformes auf und weist auf ihren Wert als Schaustücke im Zoo und als Forschungsobjekte hin. Bedrohte Arten werden unter Berücksichtigung des Bildungs- und Forschungspotenzials bevorzugt.

Die EAZA GALLIFORMES TAG arbeitet eng mit der AZA GALLIFORMES TAG der Amerikanischen Region (AMERICAN ASSOCIATION OF ZOOS AND AQUARIA, AZA) und mit Fachleuten aus der weltweiten Gemeinschaft der Zoos (Südost-Asien, Afrika, Australien, Japan, Südamerika) zusammen. Wissen wird ausgetauscht durch Fortbildung, die Veröffentlichung von *Best Practice*

Guidelines zur Haltung und Auswilderung von Hühnervögeln, und durch internationale Arten-schutzprogramme *in situ* und *ex situ*. Daneben gibt es auch eine enge Zusammenarbeit mit der IUCN/SSC GALLIFORMES SPECIALIST GROUP (GSG).

Die EAZA GALLIFORMES TAG trifft sich jedes Jahr mindestens einmal, um über Prioritäten der Arterhaltung, Neuerungen in der Volierenhaltung und *in situ*- und *ex situ*-Projekte zu sprechen. Dieses Jahrestreffen wird von Kuratoren und Direktoren von Tiergärten, Tierpflegern und Vertretern der WPA und der IUCN/SSC GALLIFORMES SPECIALIST GROUP besucht.

2 Die Neueinrichtung einer Erhaltungszucht: der Regionale Kollektionsplan

Im Regionalen Kollektionsplan spricht die TAGs Empfehlungen für neue Artprogramme aus. Idealerweise alle vier bis sechs Jahre werden die Arten der Hühnervögel überprüft, und einem komplexen Entscheidungsbaum folgend wird empfohlen, ggf. neue Erhaltungszuchten zu begründen. Dieses aufwendige Auswahlverfahren ist nötig, weil gesunde und sich selbst erhaltende Populationen groß genug sein müssen, um zum Beispiel Inzucht zu vermeiden, was leicht an die begrenzten Möglichkeiten einer endlichen Haltungskapazität stößt. Angesichts der hohen Zahl gefährdeter Taxa ist der verfügbare Platz daher der wichtigste limitierende Faktor, der zur Konzentration auf die wichtigsten Arten zwingt. In diesen Entscheidungsprozess fließen zahlreiche Informationen ein.

1. Aktueller Populationsstatus in der freien Wildbahn, also IUCN Rote-Liste-Status und Trend.
2. Bewertung des Populationsstatus in EAZA-Zoos, beispielsweise die Anzahl der Gründertiere, ihr Stammbaum, Anteil der noch erhaltenen Gendiversität seit Begründung der Zucht, Fruchtbarkeit.
3. Aktueller Populationsstatus in Haltungen außerhalb der EAZA, zum Beispiel bei privaten Züchtern oder in Zoos anderer Erdteile.
4. Bedürfnisse und Probleme einer Art in der Haltung, Einschätzung der zu erwartenden Schwierigkeit und des Ressourcenbedarfs.
5. Interesse an einer Haltung seitens der EAZA-Mitgliedschaft und Passung zu aktuellen Zielen und Haltungsabsichten der Zoos.

Dieser Entscheidungsbaum basiert auf den eigenen Richtlinien der EAZA für die regionale Sammlungsplanung, ergänzt durch zusätzliche Aspekte aus den *ex situ*-Leitlinien der IUCN/SSC.

Zuerst wird zwischen bedrohten und nicht bedrohten Arten aufgrund der weltweiten Roten Liste der IUCN unterschieden. Arten, die gemäß dieser Liste als ausgestorben in freier Wildbahn, vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder gefährdet eingestuft sind, werden im Weiteren der Auswahl als bedrohte Arten bevorzugt. Anschließend wird jede Art dahingehend bewertet, ob sie von besonderer Relevanz für den Artenschutz, die Unterrichtung von Zoobesuchern oder für die Wissenschaft ist. Taxa ohne solche Relevanz werden nicht weiter betrachtet, auch qualifizieren sich Arten mit lediglich einer Relevanz für Bildung oder Wissenschaft, aber ohne Artenschutzwert, nicht für ein EEP.

Sodann ist zu bewerten, ob es bereits aussichtsreiche Populationen in Zoos gibt. Eine Zoopopulation mit geringem Aussterberisiko wurde definiert als eine Population mit mehr als 100 lebenden Tieren und einem Verhältnis zwischen genetisch effektiver Population und numerischer Population (N_e/N) größer als 0,2; eine solche Population hat große Aussicht, längerfristig zu überleben. Eine Zoopopulation mit mittlerem Risiko (möglicherweise nicht lebensfähig) wird definiert als eine Population mit 50–100 lebenden Individuen und N_e/N größer als 0,15. Ein Zoobestand mit hohem Risiko (sehr wahrscheinlich nicht lebensfähig) wurde definiert als eine Population mit weniger als 50 lebenden Tieren und N_e/N weniger als 0,15. Nur die Populationen mit geringem Risiko werden als langfristig lebensfähig angesehen. Diese Parameter wurden mit Hilfe der Populationenbiologen COLLEEN LYNCH (RIVERBANKS ZOO) und KRISTINE SCHAD (EAZA-Vorstandsbüro) festgelegt. Für alle Arten, bei welchen es keine nachhaltigen Populationen mehr gibt, wird untersucht, ob durch die Beschaffung von Vögeln aus anderen bestehenden Populationen in Gefangenschaft eine EAZA-Population begründet oder erweitert werden könnte.

Auch Fachkenntnisse zur Haltung und die Platzverfügbarkeit werden berücksichtigt.

Am Ende können nur Arten mit ausreichender Artenschutzrelevanz mit dem Aufwand eines EEP oder ESB gemanagt werden, zumal es eine Herausforderung ist, ausreichend viele motivierte Programmkoordinatoren für alle der zahlreichen bedrohten Arten zu finden, die von einem hochrangigen Zuchtprogramm profitieren würden. Die TAG möchte ihre Anstrengungen auf Arten von hohem Schutzwert konzentrieren. Wenn eine relevante Art keine interessierten Fürsprecher in der EAZA findet, wird die TAG diese Spezies zwischenzeitlich nur im Auge behalten, bis ein Förderprogramm später dennoch anlaufen kann. Arten ohne hohen Schutzwert, aber von sonstigem Interesse für die EAZA, werden ebenfalls im Auge behalten, sofern ein Fürsprecher sich meldet und die Spezies nicht einer anderen Art von höherem Erhaltungswert den Volierenplatz streitig macht.

Gemäß den *ex situ*-Leitlinien der IUCN/SSC kann einer Zoopopulation nur unter bestimmten Voraussetzungen die Funktion einer Erhaltungszucht zugesprochen werden (COLLAR & BUTCHART 2014):

- Notwendige Programme sind solche, die zum unmittelbaren Retten vor dem Aussterben gebraucht werden, oder sie betreffen Arten, die in freier Wildbahn bereits ausgestorben sind oder früher einmal ausgestorben waren (oder wenigstens extrem nah daran waren auszusterben). Die schiere Arterhaltung ist in diesem Fall die Hauptaufgabe der Erhaltungszucht.
- Integrierte Programme leisten einen wesentlichen, aber eher ergänzenden Beitrag zum Artenschutz, indem sie beispielsweise Tiere für eine Wiederauswilderung liefern.
- Vorsorgeprogramme sichern eine Bestandsreserve für im Freiland besonders anfällige Arten, beispielsweise solche mit einem sehr kleinen Verbreitungsgebiet, die im Fall einer einzigen künftigen Umweltkatastrophe aussterben könnten. Solche Vorsorge ergänzt nicht notwendigerweise Naturschutzmaßnahmen im Freiland durch Lieferung von Tieren für die Auswilderung.
- Programme aus Vorsicht sichern ebenfalls eine im Freiland anfällige Art gegen zukünftige Katastrophen, waren jedoch ursprünglich nicht für diesen Zweck eingerichtet worden.
- Demonstrationsprojekte unterstützen Naturschutzprojekte *in situ* durch Schaffung eines Bewusstseins in der Öffentlichkeit für die Bedrohung einer Art, ohne zusätzliche Leistungen für den Artenschutz zu erbringen.
- Marktorientierte Programme mindern den Druck des Handels auf Wildpopulationen (z. B. Einfangen und Verkauf von Wildtieren, um diese als Heimtiere zu halten), indem sie den Markt

nachgezüchteten Individuen bedienen. Zoos und Vogelparks dienen normalerweise nicht primär diesem Zweck, er ist aber auch nicht unbedingt mit ihrem Auftrag unvereinbar.

Die Eignung einer Art für Umweltbildung und Belehrung der Öffentlichkeit korreliert mit ihrer taxonomischen Einzigartigkeit, d. h. wenn sie keine nahen Verwandten hat, oder wenn sie stellvertretend für einen einzigartigen Lebensraum steht. Ihr Schauwert steigt, wenn sie bei den Besuchern beliebt ist und Menschen zu den Vogelvolieren zieht.

Tabelle 8.1 fasst die verschiedenen Kategorien von gemanagten Artprogrammen zusammen.

Tabelle 8.1 Managementkategorien der EAZA im Jahr 2017.

Table 8.1 Programmes de l'EAZA en 2017.

Kategorie	Code	Erläuterung	Kategorie
I. Taxon für Management empfohlen	I.1 European Endangered Species Programme – Europäisches Erhaltungszuchtprogramm	EEP	<i>Höchste Intensität des Managements: eigenes Artkomitee, langfristiger Managementplan, Zuchtbuch mit demographischer und genetischer Populationsanalyse, obligatorische Zucht- und Transferempfehlungen für jede einzelne Nachzucht, strenge Regeln für die Teilnahme von Züchtern außerhalb der EAZA, sorgfältiges genetisches Management (= Managementplan) unter Einbezug statistischer Zuchtplanung zur Gewährleistung der Projektziele.</i>
	I.2 European Studbook – Europäisches Zuchtbuch	ESB	<i>Mittlere Intensität des Managements: Zuchtbuch mit demographischer und genetischer Analyse, Anpaarungen und Transfers lediglich empfohlen (aber nicht in jedem Einzelfall obligatorisch vorgegeben), lockerere Regeln für die Zusammenarbeit mit Haltern außerhalb der EAZA.</i>
	I.3 Monitored by designated person – Bestandsmonitoring durch eine ernannte Person	MON-P	<i>Geringe Intensität des Managements: Zuchtempfehlung einschließlich (grundlegender) demographischer und genetischer Populationsanalyse. Ein MON-P ist nicht selten die Eingangskategorie für eine Art, bevor später über das endgültige Niveau des ex situ-Management entschieden wird.</i>
	I.4 Monitored by TAG – Monitoring durch die TAG	MON-T	<i>Überwachung des Populationstrends innerhalb der EAZA mit Hilfe der Bestandsdaten der zentralen Datenbank ZIMS (Zoological Information Management System).</i>
II. Taxon nicht empfohlen	II.1 Replace – Ersetzen	REPL	<i>Diese Art sollte vorzugsweise durch eine empfohlene Art ersetzt werden.</i>
	II.2 Do not obtain – Nicht beschaffen	DNO	<i>Diese Spezies sollte nicht angeschafft werden.</i>

Die aktuell gültige Sammlungsplanung aus dem Jahr 2016 überprüfte 119 der 269 Taxa der Hühnervögel; domestizierte Formen wurden ausgeschlossen. Davon wurden 52 Arten für eine der verschiedenen Managementkategorien ausgewählt: sechs davon für EEPs, zehn für ESBs, 21 für MON-P und 15 für MON-T; 67 Arten entfallen in Kategorien ohne empfohlenes Management, darunter zwei REPL und 65 DNO/REPL (Abkürzungen in Tabelle 8.1). 150 Arten wurden noch nicht überprüft, vor allem, weil diese derzeit nicht in EAZA-Institutionen gehalten werden.

3 Technologie, Training und Softwareeinsatz: die Betreuung der Artprogramme

Mindestens neun Erhaltungszuchtpunkte mit Galliformes wurden 2015 und 2016 von EAZA-Mitgliedern unterstützt. Darunter sind EEPs für den Edwardsfasan (*Lophura edwardsi*; geführt im ZOO PRAG/CZ), Palawan-Pfaufasan (*Polyplectron napoleonis*; ZOO JERSEY/GB), Rotschnabelhokko (*Crax blumenbachii*; CRACID BREEDING AND CONSERVATION CENTRE Zutendaal, Belgien) und Kongopfau (*Afropavo congensis*; ZOO ANTWERPEN/B). ESBs werden geführt für den Argusfasan (*Argusianus argus*; ZOO PAIGNTON/GB), Malaien-Pfaufasan (*Polyplectron malacense*; WADDESDON MANOR AVIARIES/GB), Rothschild-Pfaufasan (*Polyplectron inopinatum*; WADDESDON MANOR AVIARIES), Cabot-Tragopan (*Tragopan caboti*; ZOO PRAG) und Malaien-Gelbschwanzfasan (*Lophura erythrophthalma*; Zoo WARSCHAU/PL).

Jedes Artprogramm hat einen von der EAZA eingesetzten Koordinator, üblicherweise unterstützt von einem Artkomitee. Die Leiter der Zuchtprogramme werden in der Anwendung fortgeschrittener Software zum Populationsmanagement geschult. Ein ordnungsgemäßes Populationsmanagement ist ohne eine solche undenkbar. Traditionell wird die Verwandtschaft der Tiere zu den Gründerindividuen (Inzuchtkoeffizient) mathematisch durch Populationsstatistik berechnet, aber zunehmend werden labogenetische Daten einbezogen, um auch in sehr kleinen Populationsgrößen abgesicherte Ergebnisse zu erzielen.

Die Standards zur Tierhaltung in der EAZA (Best Practice Guidelines) sind schriftliche Dokumente, welche das Erfahrungswissen zur Haltung einer Tiergruppe zusammenfassend darlegen. Die Standards sind vor allem interessant im Fall von stark bedrohten oder wenig bekannten Arten, wenn beispielsweise ein neues Gehege geplant wird, wenn das Futter der Tiere evaluiert wird oder wenn man Information über die artspezifische Biologie sucht.

4 In situ-Aktivitäten im Umfeld der EEPs und ESBs für Hühnervögel

EAZA-Zoos unterstützen, ausgehend von ihren Zuchtprogrammen, auch Maßnahmen zugunsten gefährdeter Hühnervögel im Freiland.

Das schottische EAZA-Mitglied HIGHLAND WILDLIFE PARK betreibt ein Zuchtzentrum für Auерhühner, um eine robuste Population dieser Art mit natürlichem Verhalten aufzubauen, die ihre Küken in Naturbrut aufziehen, als Grundlage für Auswilderungsprojekte. Der polnische Zoo von Warschau verfährt ähnlich mit Birkhühnern. Der belgische ZOO PAIRI DAIZA transferiert Birkhühner aus Schweden nach Belgien und baute dazu Auswilderungsanlagen. Der Zoo von Budapest hilft bei der Auswilderung von Birkhühnern in Ungarn.

Begleitend zum EEP für den Edwardsfasan arbeitet die GALLIFORMES TAG mit der WORLD PHEASANT ASSOCIATION (WPA) beim Aufbau eines Zuchzentrums in Vietnam zusammen, als Vorbereitung eines Auswilderungsprojektes. Dieses erfolgt im Rahmen des „One Plan Approach towards Conservation“ der IUCN/SSC. In Zusammenarbeit mit örtlichen Artenschutzvereinen in Vietnam (unter anderem der ZOO HANOI, VIETNATURE als die vietnamesische Abteilung von BIRDLIFE INTERNATIONAL, Parkleiter von Nationalparken und lokale Politiker) wurde ein Aktionsplan erstellt. Der Edwardsfasan gilt in freier Wildbahn als wahrscheinlich ausgestorben, was mit Hilfe von Kamerafallen im ehemaligen Verbreitungsgebiet nachgeprüft werden soll. In diesem Teilprojekt arbeiten die EAZA GALLIFORMES TAG und die WPA zusammen. Unter der Leitung der WPA und mit finanzieller Unterstützung der EAZA wurde eine genetische Untersuchung der weltweiten Volierenpopulation des Edwardsfasans durchgeführt, um Mischlinge mit Swinhoe-Fasanen (*Lophura swinhoii*) oder mit Silberfasanen (*Lophura nycthemera*) auszuschließen und um die genetische Diversität zu ermitteln. Hierfür wurden in Europa, Amerika, Japan, Kambodscha und Vietnam Federn beprobt. Zudem wurden Edwardsfasane aus Beständen der EAZA und der WPA über den ZOO PRAG nach Vietnam geschickt, um die bestehende Population im ZOO HANOI zu unterstützen. Diese Auffrischung führte seither zu wiederholtem Zuchterfolg. Um die Population in Vietnam weiter zu verstärken, wird jetzt das örtliche Erhaltungszuchzentrum geplant. Unter Leitung des ZOOLOGISCHEN GARTENS BERLIN werden dafür Gelder gesucht, und der englische Zoo von Paignton bildet Vietnamesen für diese Aufgabe aus. Letzterer erforscht auch Jungtiere aus Naturbruten und Handaufzuchten, und die Nutzung der Voliere durch den Edwardsfasan, damit die Methodik der Auswilderung optimiert werden kann.

Rotschnabelhokkos (*Crax blumenbachi*) wurden seit dem Jahr 2000 in Brasilien unter Begleitung vom CRAX INTERNATIONAL (EAZA-Mitglied CRACID BREEDING AND CONSERVATION CENTER) ausgewildert. Durch das Training von Fachpersonal vor Ort, erfolgreiche Zucht in einem Erhaltungszuchzentrum in Brasilien und seitherige Auswilderung existiert wieder eine gesunde Population im Freiland. Dank dieser Bemühung wird diese Art jetzt laut der Kriterien der IUCN/SSC Red List nur noch als „bedroht“ angesehen, und nicht mehr wie zuvor als „kritisch bedroht“.

Unsere amerikanische Partnerorganisation, die AZA GALLIFORMES TAG, ist involviert in den Schutz des Attwater-Präriehuhns (*Tympanuchus cupido attwateri*) und des Blaulappenhokkos (*Crax alberti*). In jeweils einem „One Plan Approach“ der IUCN strebt man dabei an, alle relevanten Interessengruppen einzubinden. Das Attwater-Präriehuhn profitiert von der Zusammenarbeit zwischen Grundbesitzern, Organisationen für Artenschutz und Zoos. Zum Schutz der Population werden jährlich Tiere ausgewildert. Das Projekt für die Blaulappenhokkos bildete anfangs Fachpersonal im natürlichen Verbreitungsareal aus, beinhaltet jedoch inzwischen auch Biotopentwicklung durch örtliche Bauern, etwa durch das Anbauen von Avocado-Bäumen. Außerdem werden mit der Hilfe vom Kamerafallen Blaulappenhokkos in Gebieten gesucht, wo sie schon längere

Zeit nicht mehr nachgewiesen wurden, auch im Hinblick auf eine mögliche zukünftige Auswilderung von Nachzuchten aus der Haltung.

Der weitere Partnerverbund der ZOOLOGISCHEN GEMEINSCHAFT VON JAPAN (JAZA) erhält Japanische Alpenschneehühner (*Lagopus muta*) über eine Sicherheitspopulation in der Voliere, als mögliche Quelle für die spätere Wiederauswilderung.

Die EAZA GALLIFORMES TAG steht zudem in Kontakt mit dem kanadischen Zoo von Calgary im Hinblick auf eine aufzubauende Reservepopulation des Beifußhuhns (*Centrocercus urophasianus*).

5 Mögliche Beiträge der EAZA und der EAZA GALLIFORMES TAG zur Erhaltung des Westlichen Haselhuhns

Es ist eine Priorität für die EAZA GALLIFORMES TAG, die Schutzprojekte weiter zu verbessern und diesbezügliche Partnerschaften mit Naturschutzbehörden, NGOs (Nichtregierungsorganisationen) und Feldforschern auszubauen. In diesem Rahmen sieht sich diese TAG auch interessiert, einen Beitrag zur Erhaltung des Westlichen Haselhuhns (*Tetrastes bonasia rhenana*) zu leisten. Im Nachfolgenden werden Ideen vorgestellt, wie ein solcher Beitrag aussehen könnte.

5.1 Der konzeptionelle Rahmen: One Plan Approach

Im Falle des Westlichen Haselhuhns wäre eine integrative Beteiligung aller Verantwortlichen und Interessenten im Sinne eines „One Plan Approach“ denkbar. Darunter versteht man das gemeinsame Erarbeiten von Managementstrategien im Artenschutz durch ergänzende Partner, also Naturschutzbehörden, Vereine und im Freiland aktive Biologen unter Einschluss der Experten für die Erhaltung im Freiland und im Zoo.

Zu Beginn eines solchen „One Plan Approach“ sollten, wie auf dem Haselhuhn-Symposium am 2.12.17 – 3.12.17 in Bad Dürkheim bereits geschehen, Naturschützer, Wissenschaftler, Behörden und Fachleute für die Zucht von Hühnervögeln zusammenkommen, als Grundlage für einen gemeinsamen Aktionsplan zugunsten der Unterart *T. b. rhenana* des Haselhuhns.

5.2 Populationsmanagement

Der wesentliche Beitrag der EAZA zur einem umfassenden Aktionsplan für das Westliche Haselhuhn bestünde im Aufbau einer Zuchtpopulation, die drei Ziele haben könnte: als Sicherheitsreserve, als Grundlage für eine Kampagne zur Umweltbildung der Öffentlichkeit sowie Erforschung dieser fast unbekannten Unterart, und die spätere Bereitstellung von Nachzuchten für Wiedereinbürgerung (siehe den Beitrag von HERKENRATH & STIEFEL in diesem Band).

Zoos sind spezialisiert auf das Aufbauen von gesunden Populationen selbst aus sehr kleinen Anzahlen von Gründertieren. Mehrere erfolgreiche Beispiele belegen die grundsätzliche Machbarkeit des Aufbaus von Beständen bis hin zur erfolgreichen Wiederauswilderung aus einer zu

Beginn Handvoll von Individuen (Kalifornischer Kondor, Davidshirsch, Wisent, Przewalskipferd, usw.). In diesem Kontext wird von EAZA-Zoos auf die Erhaltung der unter diesen Umständen maximal möglichen genetischen Breite geachtet. Ein Arterhaltungsprogramm kreiert dafür zunächst ein Zuchtbuch. Dieses analysiert die Herkunft und Abstammung der Population, wie sie intern strukturiert und verwandt ist und wie das genetische Material sich populationsintern verteilt. Gibt es beispielsweise eine Linie mit viele Nachzuchten einzelner Vererber, dann ist diese Linie genetisch gut repräsentiert und sollte zugunsten ansonsten unterrepräsentierter Linien nicht weiter anwachsen. Für das weitere Management wird ein Ziel definiert, beispielsweise die Konservierung von 90 % des genetischen Materials über einem Zeitraum von 100 Jahren. Um dieses zu erreichen, werden Individuen mit einer geringen genetischen Repräsentanz im Bestand bei der Zucht bevorzugt, und stets werden die am wenigsten verwandten Tiere miteinander verpaart. Dieses Management wird von Computer-Programmen (SPARKS, ZIMS for Studbooks) ermöglicht. Zur Begleitung dieser Planungen beschäftigt die EAZA spezielle Populationsbiologen zur Unterstützung des Zuchtbuchführers. Die Zuchtanweisungen (welche Tiere sollen sich fortpflanzen, und welche Tiere sollen miteinander verpaart werden) teilt der Zuchtbuchführer den Haltern in jedem Einzelfall verbindlich mit. Die Halter sind nach den Statuten der EAZA verpflichtet, Anweisungen des Zuchtbuchführers umzusetzen. Sämtliche geborene oder geschlüpfte Nachkommen werden dem Zuchtbuch gemeldet und dort erfasst, als Grundlage für darauf aufbauende Anweisungen. Die zunehmende Perfektionierung von molekulargenetischen Analysen erlaubt auch immer öfter den Einsatz solcher Untersuchungen in der praktischen Zuchtarbeit. So untersuchen wir mit Hilfe von DNA-Mikrosatelliten die Genetik der Zuchtbuchpopulation des Edwardsfasans, um genetisch optimale Anpaarungen zu ermitteln.

Neben allgemeiner Forschung über die Haltung erlaubt eine Population in der Voliere speziell auch Studien für die Anwendung im praktischen Artenschutz. Bei Attwater-Präriehühnern und Mönchsgeiern wurden im Zoo neue feldbiologische Technologien wie GPS-Tracker im Schutz einer für die Tiere sicherer Umgebung und unter kontrollierten Bedingungen getestet, als Vorbereitung der Wiederauswilderung. Nicht zuletzt werden eingehende Studien des Verhaltens möglich, die wesentliche Einsichten liefern können über das Vorgehen bei der Auswilderung.

5.3 Ermöglichung von Auswilderung

EAZA-Institutionen haben schon eine ganze Anzahl von Wiederauswilderungsprojekten ausgeführt, und eine eigene Fachgruppe innerhalb EAZA legt ihren Fokus auf diesen Aspekt. Durch die Zusammenarbeit der IUCN/SSC GALLIFORMES SPECIALIST GROUP, der WPA und der EAZA GALLIFORMES TAG wurden Richtlinien für die Wiederauswilderung von Hühnervögeln verfasst (WORLD PHEASANT ASSOCIATION and IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 2009).

Derzeit führt WPA CHINA eine wichtige Studie durch über die Überlebenschancen von ausgewilderten Cabot-Tragopanen bei „hard release“ (Freilassung ohne allmähliche Gewöhnung an die Umgebung) im Vergleich zu „soft release“ (Freilassung nach Eingewöhnung und begleitet).

Artenschutzprojekte kosten Geld. Im Zeitraum zwischen 2014 und 2018 haben Mitglieder der EAZA-Gemeinschaft insgesamt mindestens 38.400.000 € für Artenschutz ausgegeben. Neben direkter finanzieller Unterstützung fördert die EAZA Auswilderungsprojekte auch durch teilweise Freistellung ihrer Mitarbeiter oder gewährt auf ihrem Gelände Platz, um Gehege für

Erhaltungszuchten zu bauen bzw. erbaut solche selbst. Zwei EAZA-Institutionen haben jetzt schon Interesse daran gezeigt, auch ein Projekt für das Westliche Haselhuhn finanziell zu unterstützen und mindestens eine Institution hat jetzt schon die Möglichkeit, um Zuchtgehege gezielt für diese Unterart zu errichten.

5.4 Öffentlichkeitsarbeit

Mit ungefähr 140 Millionen Besuchern, die jedes Jahr eine EAZA-Institution besichtigen, haben Zoos die Möglichkeit, ein verständnisvolles Bewusstsein für die Probleme einer Art in der freien Wildbahn zu schaffen. „Unbekannt“ bedeutet oft „unbeliebt“ und genau hier liegt eine besondere Chance, dem derzeit fast völlig selbst von Artenschützern ignorierten Westlichen Haselhuhn zu größerer Popularität zu verhelfen. Führungen, Tierpflegerkontakte für Besucher, Presseberichte und Informationstafeln und Schilder innerhalb der Zoos sind bewährte Medien, um die „Story“ einer bedrohten Art zu erzählen.

6 Pragmatische Schritte: Wie könnte ein Projektbeitrag der EAZA anlaufen?

Für den Fall, dass eine Population des Westlichen Haselhuhns unter EAZA-Management in der Voliere entwickelt werden soll, müssen die intendierten Funktionen eines solchen Programms im Voraus definiert werden. Um die Zustimmung des EEP-Komitees zur Einrichtung eines Artprogramms zu erhalten, muss das geplante Projekt in Hinsicht auf vier mögliche Funktionen dargestellt werden:

1. Forschungsfunktion, z. B. zu Themen wie Bestandsentwicklung, Tierwohl, Tiergesundheit, Verhalten oder Taxonomie.
2. Bildungsfunktion, vornehmlich Umweltbildung, Aufzeigen biologischer und ökologischer Zusammenhänge.
3. Schauwert, z. B. Attraktivität der Gehege oder Eignung der Art für die Ausstellung in einem öffentlichen Zoo.
4. Erhaltungswert, in diesem Fall die Notwendigkeit einer Sicherheitspopulation gegen das weltweite Aussterben, oder das Ziel der Zucht für spätere Auswilderung.

In der Folge müssen insbesondere die für die Erfüllung dieser allgemeinen Projektziele notwendigen *ex situ*-Maßnahmen klar definiert werden. Diese könnten beispielsweise folgende Elemente beinhalten:

- Unterbringung von Gründertieren in Zoos (Umsiedlung von adulten Vögeln oder Eiern).
- Haltung in Gefangenschaft (vorübergehend um Zeit zu gewinnen für die Sicherung der Habitate).
- Erhaltungszucht mit Populationsmanagement über Zuchtbuch (mittel- oder langfristig).
- Unterstützung einer Wiederauswilderung, ggf. nach Training der Vögel für ein Leben in Freiheit (u. a. Training zum Meiden von Fressfeinden).

Es muss dokumentiert werden, warum solche *ex situ*-Maßnahmen als gerechtfertigt bzw. notwendig erachtet werden, und in welchem Umfang gemanagt werden soll, einschließlich folgender Überlegungen:

- Warum Maßnahmen im Freiland als alleinige Schutzanstrengung nicht möglich oder nicht ausreichend sind, und der Ergänzung durch eine Erhaltungszucht bedürfen. Beispielsweise können die negativ auf den Freilandbestand einwirkenden Bedrohungsfaktoren nicht ausreichend geklärt sein, oder aber man kann derzeit im Freiland nicht ausreichend gegen diese Bedrohungen einschreiten.
- Besteht die Notwendigkeit einer Sicherheitspopulation (Sicherheitsnetz-Population) aufgrund des erheblichen Risikos eines vollständigen oder lokalen Aussterbens im Freiland?
- Nachweis der technischen Machbarkeit des Projekts, also u. a. die Verfügbarkeit von Gründertieren für die Zucht und der für ihren Aufbau notwendigen Ressourcen.
- Abschätzung des intendierten Umfanges der Erhaltungszucht, also ob nur ein oder wenige Zoos benötigt werden oder ein internationaler Zuchtverbund in großem Maßstab.
- Vorliegen der notwendigen Genehmigungen, vornehmlich das Mandat von zuständigen Regierungsbehörden oder auch der IUCN (z. B. GALLIFORMES SSC-SG).

Die Teilnehmer des Symposiums über das Westliche Haselhuhn am Pfalzmuseum für Naturkunde in Bad Dürkheim am 2.12.17 – 3.12.17 zeigten einvernehmlich ein großes Interesse an einem EEP der EAZA. In diesem Zusammenhang konstituierte sich eine noch informelle, internationale Arbeitsgruppe für das Westliche Haselhuhn. Es muss aber noch besser festgelegt werden, wer für die Population verantwortlich sein soll. Innerhalb der EAZA müsste zudem ein geeigneter Kandidat als Programmkoordinator identifiziert werden, und diese Person muss institutionelle Unterstützung für die Durchführung dieser Arbeit durch eine Einrichtung (Vollmitglied) der EAZA erhalten. Die Verfügbarkeit eines passenden Kandidaten für die Aufgabe eines Programm-Managers ist sehr häufig der limitierende Faktor im Entstehungsprozess eines funktionellen Zuchtprogrammes.

Findet sich ein Kandidat, der als EEP-Koordinator in Frage kommt und auch die Unterstützung der Haselhuhn-Arbeitsgruppe erhält, muss ein geeigneter Antrag auf Einrichtung eines EEP stellt werden. Dieser muss, die Verfahren und Vorschriften der EAZA berücksichtigend, vom vorgesehenen Koordinator verfasst werden, mit einem Vertreter der EAZA GALLIFORMES TAG als Coautor. Das Einstiegslevel in das Management muss in diesem Antrag klar definiert werden, also ob es vernünftig ist, sofort als EEP zu beginnen oder zunächst eine andere Managementkategorie vorzuschalten. Ebenso klar muss jede Zusammenarbeit jenseits der EAZA (einschließlich staatlicher Einrichtungen oder privater Züchter) definiert und begründet werden.

Als alternative Optionen für den Einstieg in ein Programm unterhalb der Managementkategorie eines vollen EEPs kommen in Frage:

- In mäßigem Umfang anzufangen mit einem kleinen, überschaubaren Konsortium einiger Partner, möglicherweise auf der Grundlage eines *Memorandum of Agreement*.
- Anfänglich nur mit einem einzelnen Zoo zu beginnen, und erst später zu einem koordinierten Programm zu expandieren.

Das hohe Maß an Verantwortung, nur auf wenige teilnehmende Interessengruppen und Schultern konzentriert, der Mangel der Vorteile von Entscheidungen in einer größeren und damit mehr Kompetenz aufweisenden Fachgruppe, die geringere Transparenz nach außen als es für die rechtlich eindeutig definierten und geregelten Zuchtprogramme zutrifft, und die biologischen Risiken einer zu kleinen Anfangspopulation der Zuchttiere sind evidente Nachteile eines solchen zunächst kleinen und erst allmählich expandierenden Projektstarts.

7 Schlussfolgerungen

Durch die Zusammenarbeit mit Organisationen und Vereinen für Artenschutz und Regierungsbehörden kann die EAZA GALLIFORMES TAG an der Rettung des Westlichen Haselhuhns beteiligt werden. Zoos haben Fachkunde zum Management von kleinen Populationen in menschlicher Obhut. Diese Kenntnisse könnten sich für die Entwicklung eines Haselhuhn-Projekts als bedeutsam erweisen. Darüber hinaus verfügen EAZA-Zoos über Sachkunde für die Haltung und Gesundheit von Wildtieren. Sie sind auch bereit, ihre Expertise in Zusammenarbeit mit der WPA in einer umfangreiche Pflegeanleitung (Best Practice Guidelines) auszuarbeiten und zu veröffentlichen. Außer Fachwissen können Zoos finanzielle und materielle Unterstützung für ein Projekt zugunsten des Westlichen Haselhuhns leisten, und diese Unterart der Öffentlichkeit besser vertraut machen.

Die Erfolge von Wiederauswilderungsprojekten in der Vergangenheit belegen, dass koordinierte Zuchtprogramme in zoologischen Einrichtungen entscheidend zur Rettung von Arten, und auch von Hühnervögeln, beitragen können. Die Vorsitzenden der EAZA GALLIFORMES TAG sind davon überzeugt, dass auch im Falle des Westlichen Haselhuhns die Erhaltung *ex situ* eine wichtige ergänzende Rolle innerhalb eines integrativen Projektes, das maßgeblich auch Maßnahmen im Freiland enthält, spielen kann.

Dank

MAREN BREITUNG, Zoo Heidelberg, übersetzte einen Teil des ursprünglichen Manuskripts in die deutsche Sprache. ARND SCHREIBER unterstützte die Übersetzung des gesamten Beitrags.

Literatur

COLLAR, N. J. & S. H. M. BUTCHART. 2014. Conservation breeding and avian diversity: chances and challenges. *International Zoo Yearbook* **48**, 7–28.

WORLD PHEASANT ASSOCIATION AND IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP. 2009. *IUCN guidelines for the re-introduction of Galliformes for conservation Purposes*. Gland and Newcastle-upon-Tyne, <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/SSC-OP-041.pdf>.

Comment le EAZA GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP peut soutenir la conservation de la Gelinotte des bois de l'Ouest

Par SIMON BRUSLUND et JAN DAMS

L'association européenne des zoos et des aquariums (EAZA) compte plus de 300 jardins zoologiques à travers l'Europe qui sont visités annuellement par 140 millions de personnes. Ses principaux objectifs sont :

1. La conduite de programmes d'élevages en captivité à long terme pour les espèces sauvages menacées dans le but de prévenir leur extinction totale. Ces programmes se positionnent au sein du programme des espèces européennes en danger (EEP) ou bien du registre européen des élevage (ESB). Actuellement 405 programmes sont en cours.
2. La production d'expertises et l'offre de financements pour les projets d'élevages conservatoires.
3. L'information et la sensibilisation des visiteurs aux problèmes de conservation de la faune sauvage.
4. La recherche scientifique concernant l'écologie des espèces rares et menacées.

L'organisation et la prise de décision au sein de l'EAZA sont basées sur ses différents membres adhérents, un comité exécutif, un conseil et plusieurs commissions spécialisées sur différents domaines opérationnels. Un bureau basé en Hollande est en charge de l'administration quotidienne.

Chaque projet d'élevage conservatoire est relié à une commission spécifique nommée « groupe taxonomique » (TAXON ADVISORY GROUP, TAG). Ces groupes sont aussi en charge d'identifier les besoins pour de nouveaux programmes d'élevage et de promouvoir leur mise en œuvre.

Ainsi le EAZA GALLIFORMES TAG est la structure en charge aussi des questions relatives à un projet *ex situ* éventuel pour la conservation de la Gelinotte des bois.

EAZA GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP

La fonction de ces groupes taxonomiques est exposée ci-dessous :

- Les TAGs réalisent la planification des nouveaux programmes d'élevages. Ils choisissent et motivent les responsables de ces nouveaux programmes.
- Ils soutiennent ces nouveaux programmes de diverses façons, par exemple en évaluant la capacité de gérer une large population captive ou en publiant des guides d'élevage pour chaque espèce où sont détaillées les procédures à suivre pour sa bonne conduite.
- Ils organisent des rencontres annuelles pour les membres, souvent dans le cadre de l'assemblée générale de l'EAZA.
- Ils collectent et diffusent toutes informations pertinentes et utiles à la gestion et l'élevage des espèces cibles.
- Ils identifient tous les besoins et problèmes particuliers en lien avec la gestion conservatoire de ces espèces.

Les membres de chacun des TAGs sont recrutés au sein des membres de l'EAZA possédant des expertises spécifiques aux différents taxons, éventuellement complétées par la participation de structures compétentes à l'extérieur comme des universités ou des organisations conservatoires non gouvernementales.

Le EAZA GALLIFORMES TAG est en charge de toutes les espèces appartenant à l'ordre des Galliformes. Sa mission est de soutenir la coopération entre les différents zoos abritant ces espèces (EAZA et non EAZA) et les instances scientifiques et associations de conservation pour créer des populations captives viables de Galliformes menacés dans le but de les réintroduire dans la nature.

Les oiseaux captifs font l'objet de recherches scientifiques et servent d'ambassadeurs pour l'éducation à l'environnement. A travers ces missions, le TAG coopère étroitement avec le groupe Galliformes de l'AZA qui est le pendant américain de l'EAZA et divers experts de ces espèces à travers le monde. Une coopération intense existe aussi avec le groupe Galliformes de l'IUCN (IUCN/SSC GALLIFORMES SPECIALIST GROUP) et l'association internationale de conservation des faisans (WPA : WORLD PHEASANT ASSOCIATION).

Collection Planning

Idéalement tous les quatre à six ans, un nouveau rapport de synthèse fait le point sur l'état de conservation de toutes les espèces de galliformes afin d'évaluer leurs éventuels besoins de conservation en captivité. Cette synthèse s'appuie sur une méthodologie rigoureuse afin de s'assurer que les besoins en matière d'élevage conservatoire sont correctement identifiés et correspondent à des besoins réels susceptibles d'être pris en charge par l'EAZA. Les coûts associés à ces élevages et les besoins limités imposent de focaliser les efforts seulement sur les espèces les plus en danger, notamment parce que l'évitement de la consanguinité nécessite de concevoir le maintien en captivité d'un grand nombre d'individus.

Les critères mobilisés pour la prise de décision concernant la création de nouveaux programmes d'élevage en captivité sont les suivants :

1. Le statut conservatoire dans la nature et la catégorie de menace selon les critères de la liste rouge mondiale de l'IUCN.
2. Le statut au sein du réseau de zoos de l'EAZA (taille des populations captives, données sur les filiations, nombre de fondateurs, diversité génétique et performance reproductrice).
3. Statut dans les zoos non EAZA.
4. Ressources nécessaires liées à la conduite de l'élevage de l'espèce en captivité.
5. Intérêt porté par les différents zoos à la gestion de cette espèce.

Les espèces sans risque important de disparition ne peuvent relever d'un nouveau programme d'élevage.

L'étape suivante consiste à savoir s'il existe déjà une population viable de cette espèce en captivité ou si des fondateurs peuvent être obtenus ailleurs. Si une espèce peut relever de cette politique mais qu'aucun zoo ne se montre intéressé elle est gardée dans une liste rouge dans l'attente d'un éventuel intérêt ultérieur.

L'aboutissement de ce processus de décision est l'allocation de chaque espèce à une des six catégories possibles de gestion conservatoire ordonnées selon un gradient décroissant de besoins d'intervention. Ces six niveaux d'intervention sont listés ci-dessous :

1. Le programme des espèces européennes en danger : European Endangered Species Programme, EEP. Il correspond au niveau le plus élevé d'intervention de gestion. Un registre d'élevage recense les informations sur le statut génétique des individus, leur degré de parenté et les performances reproductives. Chaque éleveur reçoit des recommandations détaillées sur la conduite de la reproduction des oiseaux captifs qui sont obligatoires.
2. Le registre d'élevage européen European Studbook ESB. A ce niveau un registre d'élevage est tenu avec un certain nombre de données génétiques et démographiques. Des recommandations sont formulées concernant les échanges d'individus afin d'éviter les appariements consanguins au cas par cas.
3. Le suivi par des personnes désignées « Monitored by designated person, MON-P ». Il s'agit dans ce cas d'un suivi moins intensif des élevages avec seulement quelques recommandations techniques sur leur conduite. Ce niveau constitue souvent un stade initial pour une mise en place ultérieure de niveau plus élevé de suivi (EEP ou ESB).
4. Le suivi par groupe taxonomique « Monitored by TAG, MON-T ». L'évolution des populations captives est contrôlée pour évaluer la tendance à long terme dans le réseau de zoos de l'EAZA.
5. À remplacer « Replace, REPL ». L'espèce n'est plus recommandée pour les zoos et devrait être par conséquent remplacée par d'autres plus prioritaires.
6. À ne pas détenir « Do not obtain, DNO ». L'espèce n'est pas recommandée et ne devrait donc pas appartenir aux collections des zoos.

Le bilan le plus récent (2016) a évalué 119 des 269 taxons de Galliformes existant dans le monde en omettant les espèces domestiques. 52 espèces ont été retenues pour un des différents niveaux d'intervention possibles : six EEPs, dix ESBs, 21 MON-Ps et 15 MON-Ts. 67 espèces ne sont pas retenues dans l'une des catégories de gestion, à savoir deux REPL et 65 dont la détention n'est pas recommandée (DNO). Finalement 150 taxons n'ont pas été estimés essentiellement du fait de leur absence des zoos.

Parmi les neuf programmes d'élevage actuellement pris en charge par l'EAZA il y a quatre EEPs dédiés au Faisan d'Ewards (*Lophura edwardsi*), à l'Éperonnier napoléon (*Polyplectron napoleonis*), à l'Hocco de Blumenbach (*Crax blumenbachii*) et au Paon du Congo (*Afropavo congensis*). Des ESBs sont mis en place pour l'Argus géant (*Argusianus argus*), l'Éperonnier malais (*Polyplectron malacense*), l'Éperonnier de Rothschild (*Polyplectron inopinatum*), le Tragopan de Cabot (*Tragopan caboti*) et le Faisan à queue rousse (*Lophura erythrophthalma*).

Au-delà de leurs contributions à l'élevage en captivité, les zoos soutiennent aussi des projets de conservation de populations sauvages de Galliformes, principalement les Tétraonidés, notamment la Poule de prairie d'Attwater (*Tympanuchus cupido attwateri*), ainsi que le Faisan d'Edwards et le Hocco de Blumenbach.

Comment la Gelinotte des bois de l'Ouest pourrait être aidée

Concernant la sous-espèce *Tetrastes bonasia rhenana* de la Gelinotte des bois, L'EAZA est intéressé pour rejoindre un programme de conservation intégré selon les critères de l'IUCN dans lequel il faudrait que toutes les parties-prenantes coopèrent aussi bien sur le plan de la conservation en nature que sur le plan de l'élevage en captivité. Un tel programme nécessite au départ un consensus largement partagé entre les différentes parties-prenantes (propriétaires, associations de protection de la nature, autorités en charge, scientifiques et autres). Le symposium sur la Gelinotte qui s'est tenu à Bad Dürkheim en décembre 2017 peut être considéré comme la première action visant ce consensus. La contribution la plus significative de l'EAZA pour préserver cette sous-espèce serait de reconstituer une population en captivité dans l'objectif à terme de tenter des réintroductions dans la nature. Les zoos sont compétents pour constituer des stocks reproducteurs parfois à partir d'un très petit nombre de fondateurs en mobilisant leur expertise de la gestion des problèmes génétiques. Ils élèvent des petits groupes d'individus avec l'objectif de conserver l'ensemble de la diversité génétique restante. Tous les appariements dans un programme d'élevage géré sont fixés par le registre d'élevage après analyse des populations avec toujours en tête la gestion de la consanguinité et les éleveurs sont contraints de suivre ces recommandations.

Les décisions sont prises au regard des résultats d'analyses génétiques sophistiquées conduites afin de modéliser les risques associés à différents choix de gestion.

En dehors de l'objectif de conservation en captivité, de telles populations gérées permettent aussi de conduire un large spectre de recherches appliquées, notamment pour mieux comprendre comment optimiser les chances de réussite lors des réintroductions dans la nature. Les règles de mise en œuvre des projets de réintroduction ont été publiées grâce aux travaux conjoints de l'IUCN/SSC GALLIFORMES SPECIALIST GROUP, de la WPA et de l'EAZA GALLIFORMES TAG.

Les zoos de l'EAZA fournissent aussi régulièrement un soutien financier pour des programmes de conservation dans la nature et parfois mobilisent leur contingent d'experts pour ces actions. Entre 2014 et 2018, 38.400.000 € ont ainsi été mobilisés. Même à ce stade embryonnaire du projet pour *T. b. rhenana*, deux zoos ont déjà exprimé leur intérêt pour soutenir ce programme.

Les 140 millions de personnes qui visitent les zoos de l'EAZA chaque année fournissent aussi l'occasion de sensibiliser un large public à l'importance d'agir pour éviter l'extinction des espèces menacées. C'est particulièrement pertinent pour une espèce discrète comme la Gelinotte qui n'est

pas connue du grand public et même assez largement ignorée par les naturalistes et protecteurs de la nature.

Pour lancer un tel projet, ses objectifs doivent être clairement formulés, en particulier sa contribution à la conservation de la Gelinotte de l'Ouest, mais aussi son intérêt dans le domaine de la recherche scientifique et celui de la sensibilisation du public aux questions de sauvetage des espèces menacées. Un point fondamental sera de déterminer en détail la faisabilité de la constitution d'une population captive de cette sous-espèce.

Ensuite un programme des besoins opérationnels pour la constitution de cette population captive devra être exposé. Ceci inclut la façon de se procurer les animaux fondateurs, la durée envisagée de l'élevage (court ou long terme) et si la réintroduction en nature est envisageable à terme.

Il est important d'expliquer clairement pourquoi la mise en œuvre d'actions de conservation à destination des dernières populations sauvages n'est pas suffisante pour garantir la survie du taxon, de démontrer que l'élevage en captivité est techniquement possible (disponibilité des fondateurs, disponibilité des moyens techniques et financiers) et que les autorités administratives fourniront toutes les autorisations et documents nécessaires pour lancer véritablement le projet. En particulier, il est important que la responsabilité de chacun des acteurs coopérant sur le projet soit clairement définie.

Si un coordinateur peut être identifié au sein de l'EAZA qui accepterait de jouer le rôle de chef de fil pour engager le projet d'élevage, lui (ou elle) en partenariat avec un responsable de l'EAZA GALLIFORMES TAG comme co-auteur, aurait la responsabilité d'écrire une demande officielle auprès de l'EAZA afin de décider de l'opportunité de démarrer le projet.

Le niveau initial de gestion n'est pas obligatoirement un complet EEP. En fait il semble souvent raisonnable de débuter avec une initiative locale moins formelle et d'élever plus tard le niveau d'investissement au stade EEP. Parfois, il est même préférable de débuter sans projet formellement cadré dans une des catégories de gestion avec un petit groupe d'éleveurs motivés qui sont facilement supervisés par un simple protocole d'accord, voire de débuter avec un seul zoo qui initie le projet avant qu'il puisse être étendu. Un tel démarrage assez informel par quelques éleveurs présente cependant certains risques puisque la responsabilité repose sur un très petit nombre d'acteurs et le niveau d'expertise peut s'avérer insuffisant pour prendre les bonnes décisions contrairement à un projet plus complet engageant une organisation importante comme l'EAZA. De plus sur le long terme, tout élevage entretenant un petit stock de reproducteurs est exposé aux risques démographiques des petites populations (consanguinité, dérive génétique, accidents démographiques).

Pour conclure, the EAZA GALLIFORMES TAG a le désir et les compétences pour rejoindre un projet de sauvegarde de la Gelinotte des bois de l'Ouest. Nous proposons de prendre en charge la constitution d'une population viable en captivité de cette sous-espèce et nous offrons notre aide pour rédiger un guide des bonnes pratiques pour la gestion de ce taxon en captivité qui devra être publié et communiqué à tous les acteurs susceptibles d'en tirer profit. Au-delà de la question de la constitution d'un stock captif et des expertises associées, un soutien matériel et financier peut aussi être apporté par certains membres du réseau de l'EAZA. L'expérience acquise dans la sauvegarde d'autres taxons menacés montre que l'intégration d'institutions de l'EAZA dans un projet de sauvegarde intégré peut faire la différence pour éviter l'extinction définitive d'un taxon comme la sous-espèce *T. b. rhenana*.

9

Rôle et possibilités de WPA FRANCE dans la protection de la Gelinotte des bois

ALAIN HENNACHE – WPA FRANCE, Saint Victor l'Abbaye

Role and facilities of WPA FRANCE in the endeavours to protect the Western hazel grouse. By A. Hennache. – WPA FRANCE is one of the eleven sections of the international WORLD PHEASANT ASSOCIATION. Its main aim is the conservation of galliform birds in captivity and in the field. In the last 20 years, WPA FRANCE supported several studies or conservation projects, alone or as part of the WPA EUROPEAN CONSERVATION BREEDING GROUP. The possibilities of WPA FRANCE in hazel grouse protection could be summarized in three roles: 1. Captive breeding of this species by a few members of WPA FRANCE. 2. Financial support for breeding. 3. Edition and publication of documents or field surveys, particularly to circulate information in the French public and in avicultural circles.

La WORLD PHEASANT ASSOCIATION (WPA) a été fondée en 1975 par un groupe d'éleveurs anglais avec pour but principal de promouvoir et participer à la conservation de toutes les espèces de Galliformes, avec une mention spéciale pour la famille des Phasianidae. La conservation pouvait revêtir plusieurs aspects :

1. Améliorer les méthodes d'aviculture.
2. Établir une banque de données pouvant servir de référence, non seulement aux membres de l'association mais à toute personne extérieure, en ce qui concerne l'écologie, la conservation, la protection et l'élevage de ces oiseaux.
3. Promouvoir des travaux de recherche sur le terrain ; informer le public sur ce groupe d'oiseaux ; établir des collections et des stocks d'espèces menacées en collaboration avec les gouvernements concernés et des éleveurs confirmés. Plusieurs projets ont été financés dès 1976, partiellement ou totalement, en Inde, en Malaisie, au Pakistan.

1 La WPA aujourd’hui

Rapidement des « filiales » de WPA se sont créées en Europe, dès 1977 et 1978 en France et en Allemagne. Aujourd’hui la WPA compte onze filiales (appelées « chapitres ») dans le monde : Autriche, Benelux, Chine, France, Allemagne, Inde, Pakistan, Pologne, Portugal, République tchèque, Slovaquie, Royaume Uni.

Longtemps l’association a travaillé avec des groupes spécialisés (faisans, perdrix et francolins, Tétraonidés, Cracidés) qui dépendaient à la fois de la WPA et de l’IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). Ils dégageaient les priorités de conservation *in situ*. Aujourd’hui ces groupes spécialisés ont fusionné en un seul groupe, le GALLIFORMES SPECIALIST GROUP (GSG), dépendant de l’IUCN mais indépendant de la WPA, ce qui n’empêche pas que celle-ci collabore étroitement avec le GSG, plusieurs scientifiques étant membres des deux entités.

Le but principal actuel étant toujours la conservation, la WPA s’est dotée de groupes spécialisés, l’ECBG (EUROPEAN CONSERVATION BREEDING GROUP) et le SAC (SCIENTIFIC ADVISORY COMMITTEE). L’ECBG est constitué de représentants de tous les chapitres européens. Son but est d’aider les membres de l’association et les zoos à maintenir les collections de galliformes au plus haut niveau possible pour leur assurer une valeur conservatoire, le but ultime des stocks étant un éventuel renforcement de population. Les moyens employés vont des studbooks, avec recommandations annuelles aux éleveurs et échanges raisonnés entre ces derniers, aux analyses moléculaires, pour évaluer la diversité génétique ou rechercher des hybrides. Les populations captives de tragopans (*Tragopan*), d’éperonniers (*Polyplectron*), celle du Faisan d’Edwards (*Lophura edwardsi*) ont ainsi pu profiter des derniers progrès de la biologie moléculaire. Aujourd’hui la collaboration est étroite entre l’ECBG et l’EAZA (ASSOCIATION EUROPÉENNE DES ZOOS ET AQUARIA), représentée par son GALLIFORMES TAXON ADVISORY GROUP (TAG) ; le président de l’ECBG assiste d’ailleurs aux réunions du TAG. L’ECBG conseille aussi des responsables étrangers sur les méthodes d’élevage des galliformes, en Asie surtout (Chine, Malaisie, Vietnam, Cambodge, etc.) et assure leurs formations. L’ECBG se réunit deux fois par an. Le SAC est formé d’experts scientifiques ou spécialistes d’un groupe d’espèces de galliformes. Son but est d’évaluer la valeur scientifique des nombreux projets de conservation *in situ* soumis à la WPA pour financement partiel ou total et de dégager des priorités, le budget de la WPA n’étant pas extensible.

La WPA organise aussi, tous les trois ou quatre ans, des symposiums internationaux où les chercheurs et scientifiques du monde entier peuvent faire part de leurs travaux. Ces symposiums se tiennent en Asie, d’où proviennent la plupart des espèces des faisans. Les derniers symposiums ont eu lieu en Malaisie, au Népal, en Inde, en Chine. Le prochain, en 2019, devrait se tenir au Vietnam. Ils sont une occasion unique de rencontre entre jeunes chercheurs et anciens, plus expérimentés.

2 La section française, WPA FRANCE

Les différents chapitres réunissent des passionnés ou des scientifiques dans un pays mais ont bien sûr des moyens limités, leurs seules ressources étant souvent les cotisations des adhérents ou les dons. Leurs objectifs ne diffèrent pas de ceux de la WPA INTERNATIONALE mais l'accent est souvent mis sur un ou plusieurs aspects prioritaires dans le pays considéré : formation des éleveurs, accueil de scientifiques étrangers, plus rarement soutien à des projets de conservation faute de moyens financiers. Les chapitres peuvent soit soutenir alors des projets originaux, locaux ou pas, soit participer à un projet déclaré prioritaire par l'ECBG ou le SAC, soit même soutenir financièrement des étudiants en fin d'étude.

WPA FRANCE est née en 1977. Elle compte aujourd'hui environ 80 membres, la plupart d'entre eux étant des éleveurs. Les moyens sont limités mais l'information des éleveurs et du public sur les dangers menaçant les galliformes et la nécessité de leur conservation a toujours été la priorité principale, grâce à la rédaction d'articles ou des conférences.

WPA FRANCE participe à la formation des éleveurs lors de journées thématiques auxquelles participent des conférenciers reconnus. Elles peuvent être organisées en collaboration avec d'autres associations comme AVIORNIS FRANCE (association d'éleveurs) et abordent les sujets les plus variés, l'élevage, la conservation, la réglementation, etc. Ces journées, théoriques, sont complétées par des visites d'élevage, de zoos, ou même des voyages d'études, pendant lesquels les participants peuvent voir d'autres espèces, d'autres élevages, discuter avec des éleveurs étrangers. Au cours des dernières années des voyages d'étude ont été organisés dans une grande partie de l'Europe : Benelux, Allemagne, Autriche, Espagne, Angleterre, Ecosse...et bien sûr en France.

Le « Bulletin de WPA FRANCE » est le moyen de liaison le plus sûr pour informer les membres aussi bien sur les activités de la WPA internationale que sur les projets de conservation, les progrès scientifiques, les résultats des recherches sur le terrain partout dans le monde, l'élevage des espèces les plus rares, l'évolution de la réglementation. Il permet aussi de diffuser le recensement annuel des galliformes détenus par les adhérents. Ce recensement est effectué par tous les chapitres européens ; la synthèse des résultats permet de suivre l'évolution quantitative des populations par espèce, à l'échelle européenne et de donner l'alarme en cas de chute rapide d'une population captive, d'essayer d'en comprendre les raisons, de décider éventuellement de la tenue d'un registre européen. Depuis quelques années, WPA FRANCE dispose d'un site web (<http://www.wpa-france-galliformes.fr>) qui permet de diffuser un grand nombre de données générales sur les galliformes.

Parallèlement à la formation et à l'information, WPA FRANCE participe aux projets de l'ECBG

, en collaboration avec les autres chapitres européens et aussi à plusieurs études ou programmes originaux de conservation. Ce soutien n'est rendu possible que par un apport financier complémentaire aux cotisations et dons. C'est pourquoi régulièrement, et depuis longtemps, WPA FRANCE a publié des ouvrages dont les bénéfices de la vente sont entièrement consacrés à la conservation. Citons *Tous les faisans du monde* par JEAN DELACOUR, premier président de WPA FRANCE en 1977, *l'Incubation pratique*, adaptation française d'un ouvrage anglais, *Monographie des faisans* (en 2 volumes) par ALAIN HENNACHE et MICHEL OTTAVIANI, *Cailles, perdrix et francolins de l'ancien monde*, par les mêmes auteurs, et plus récemment *Mémoires d'un ornithologue*, biographie de JEAN DELACOUR, par ALAIN HENNACHE. Les sommes dégagées ne permettent pas

de soutenir des projets sur le long terme, sauf exception, mais c'est grâce à ce soutien financier, le « coup de pouce », que plusieurs courtes études ont pu être menées ou que des projets ont pu être lancés, le financement extérieur ultérieur provenant d'autres ONGs.

Parmi les études et projets soutenus par WPA FRANCE, nous pouvons citer :

- Étude et conservation du Dindon ocellé (*Meleagris ocellata*) dans la Réserve de biosphère de Calakmul (Yucatan, Mexique) en 2002. Il s'agissait d'un mémoire de fin d'étude.
- Étude et conservation du Francolin de Djibouti (*Pternistis ochropectus*) dans la forêt du Day de 2003 à 2005.
- Audit et aide pour l'élevage du Lophophore de Lhuys (*Lophophorus lhuysi*) dans la Réserve de Feng Tong Zhai (Chine) en 2010 et 2011. Des experts de WPA FRANCE se sont rendus à Baoxing ; l'un d'entre eux est resté un mois sur place pour former le personnel local à l'incubation artificielle et l'élevage de ce lophophore.
- Étude et conservation du Faisan de Colchide (*Phasianus colchicus colchicus*) en Grèce où demeure l'une des dernières populations sauvages de cette sous espèce, dans le delta de Nestos (2015 et 2017) ; WPA FRANCE a financé en partie le voyage et le séjour d'un expert du GAME AND WILDLIFE CONSERVATION TRUST, spécialisé dans l'optimisation des populations de petits gibiers, chargé de dégager les priorités de conservation de ce faisан.
- De 1997 à 2017 WPA FRANCE a participé financièrement au programme de conservation *ex situ* du Faisan d'Edwards (*Lophura edwardsi*), notamment aux analyses génétiques d'ADN destinées à rechercher les hybrides, à évaluer la diversité génétique et à préciser la position taxonomique de cette espèce ainsi que de ses deux taxons voisins, le Faisan du Vietnam et le Faisan impérial.

3 Conclusions

Quelles sont les possibilités de participation de WPA FRANCE à la conservation de la sous-espèce *rhenana* de la Gelinotte des bois de l'Ouest ?

Le rôle de WPA FRANCE dans la protection de la Gelinotte *Tetrastes bonasia rhenana* découle de ce que nous venons de dire plus haut. Notre association compte peu d'éleveurs confirmés de Tétraonidés ; ils sont au nombre de cinq, quatre français et un espagnol, membre de WPA FRANCE, et élèvent les espèces Tétras-lyre (*Lyrurus tetrix*), Gelinotte huppée (*Bonasa umbellus*), Gelinotte des bois (*Tetrastes bonasia*), Lagopède des saules (*Lagopus lagopus*) et Grand Tétras (*Tetrao urogallus*). Tous sont prêts à participer à l'élevage de la Gelinotte de l'ouest dans un esprit de conservation et dans le cadre du programme européen.

Notre action peut aussi se situer dans l'information sur les risques d'extinction de ce taxon via notre site web et notre bulletin ou même d'autres revues avicoles francophones susceptibles de soutenir ce projet.

Enfin, la sauvegarde de *Tetrastes bonasia rhenana* répond à nos critères de support et WPA FRANCE peut dégager une aide financière soit pour l'élevage, soit pour la publication de documents, soit pour participer à des frais de déplacement sur le terrain.

Die Rolle und die Möglichkeiten der WPA FRANCE bezüglich der Erhaltung des Westlichen Haselhuhns

Von ALAIN HENNACHE

Die WORLD PHEASANT ASSOCIATION (WPA) wurde im Jahr 1975 von einer Gruppe britischer Züchter mit dem Ziel gegründet, den Artenschutz von Hühnervögeln zu fördern und mitzugestellen. Bald schon schlossen sich weitere Sektionen an, und zwar bis heute in elf Ländern. Die Ziele der WPA im Artenschutz werden von eigenen Spezialistengruppen unterstützt: Die EUROPEAN CONSERVATION BREEDING GROUP (ECBG) setzt sich aus Mitgliedern von allen nationalen Sektionen der WPA in Europa zusammen. Sie unterstützt Privathalter und Zoologische Gärten beim Aufbau und Management einer Sammlung von Arten der Hühnervögel von naturschutzfachlichem Wert. Im SCIENTIFIC ADVISORY COMMITTEE (SAC) arbeiten wissenschaftliche Spezialisten für die Biologie von Hühnervögeln, welche den fachlichen Wert von *in situ*-Schutzprojekten beurteilen und priorisieren.

Die französische Sektion WPA FRANCE wurde im Jahr 1977 gegründet und zählt derzeit ungefähr 80 Mitglieder. Ihre Internetseite und alle drei Monate ein „Bulletin de WPA FRANCE“ informieren die Mitglieder und die Öffentlichkeit über Artenschutzvorhaben, neue wissenschaftliche Erkenntnisse, die Haltung und Vermehrung seltener Arten und die Weiterentwicklung der Statuten.

WPA FRANCE nimmt an Artenschutz- und Forschungsprojekten der ECBG teil. Die Finanzierung von Projekten erfolgt durch ihre Mitgliedsbeiträge sowie den Ertrag aus der Publikation und dem Verkauf von Originalarbeiten. Die langfristige Grundfinanzierung von Projekten ist kaum möglich, eher katalytisch wirkende Anschubleistungen, die aber kleinere Projekte ermöglichen und größere wenigstens anschieben.

Das Westliche Haselhuhn (*Tetrastes bonasia rhenana*) kann von WPA FRANCE auf dreierlei Weise Unterstützung erfahren:

1. Einzelne WPA-Mitglieder können als erfahrene Halter und Züchter an einem koordinierten Erhaltungszuchtprogramm teilnehmen, das auf europäischer Ebene gemanagt werden sollte.
2. WPA FRANCE ist bereit zur finanziellen Förderung von Schutzmaßnahmen, sei es für die Vermehrung *ex situ*, für die Publikation von Ergebnissen oder für kleinere Maßnahmen im Freiland, soweit der Rahmen ihrer Möglichkeiten erlaubt.
3. WPA FRANCE kann beitragen, die derzeit geringen Kenntnisse der weithin unbekannten Unterart *Tetrastes bonasia rhenana* zu verbessern, sei es über ihre Internetseite, ihr Bulletin oder durch Artikel in vogelkundlichen Periodika, mit einem Schwerpunkt auf frankophonen Medien.

10

Die Rolle und die Möglichkeiten der WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. bei der Erhaltung von Haselhühnern

HEINER JACKEN – WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V., GROUP ECBG der WPA,
WPA INTERNATIONAL, Mönchengladbach

The Role and Possibilities of WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. in the conservation of Western hazel grouse. By H. JACKEN. – WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V., the German branch of the WORLD PHEASANT ASSOCIATION, is a registered charity with some 300 members, predominantly private breeders keeping galliform birds from the German-speaking countries, but also zoological institutions, scientists and ornithologists. The objective of the German section of the WPA is the conservation of all species of galliform birds *in situ* and *ex situ*. Since its foundation WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. has supported several conservation projects for hazel grouse in China and in Europe financially. Members also provided captive-bred hazel grouse for reintroduction projects. Most of the conservation work is carried out in focus groups for certain species and subspecies, with the aim to preserve genetically pure, viable and self-sustaining populations of these species in European aviculture. The possible role of WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. in the conservation of Western hazel grouse includes financial support in favor of *Tetrastes bonasia rhenana*, and assistance by its wide network of breeders, scientists and amateurs. Of elevated significance can be the formation of a new focus group for hazel grouse, whose main objective will be to compile husbandry guidelines with protocols of how to keep and breed captive hazel grouse. Thereby the valuable experiences of specialized breeders for any future conservation breeding project can be secured and made available.

Als führender Verband der deutschsprachigen, an der Erhaltungszucht orientierten Halter und Züchter von Hühnervögeln war die WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. mit drei Delegierten auf dem Haselhuhn-Symposium am 2./3. Dezember 2017 in Bad Dürkheim vertreten. In den 40 Jahren ihres Bestehens hat die WPA-BRD e. V. mehrere Projekte zum Artenschutz von Haselhühnern mit insgesamt rund 35.000 € unterstützt, nämlich zur Feldforschung und Auswilderung in China und in Deutschland. Ferner haben Mitglieder der WPA mehrfach Haselhühner aus

naturnaher Aufzucht für Auswilderungsprojekte zur Verfügung gestellt. Seit 2001 haben Mitglieder der WPA jährlich im Durchschnitt acht Nachzuchten gemeldet.

In zahlreichen Fokusgruppen bemühen sich engagierte WPA-Mitglieder auf europäischer Ebene um die Erhaltung von arten- und unterartenreinen Volierenbeständen verschiedener Hühnervögel, u. a. durch Vermittlung gering verwandter Zuchttiere, DNA-Untersuchungen und Zuchtbuchführung. Mögliche Beiträge der WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. zur Erhaltung des Westlichen Haselhuhns, und insbesondere die Chancen und Möglichkeiten einer neu zu gründenden Fokusgruppe für Haselhühner mit Schwerpunkt auf die Unterart *Tetrastes bonasia rhenana*, werden im Folgenden diskutiert.

1 Engagement der WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. im Artenschutz

Die WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. wurde 1978 als deutschsprachige Sektion der WORLD PHEASANT ASSOCIATION gegründet. Sie wird von den Behörden als förderungswürdig anerkannt. Der Verein zielt auf die Förderung von Maßnahmen zur Erhaltung der Hühnervögel, sowohl in ihren natürlichen Lebensräumen als auch in menschlicher Obhut; er operiert weltweit.

Die deutschsprachige Sektion der WPA zählt ungefähr 300 Mitglieder in Österreich, der Schweiz, Deutschland und in einigen weiteren Ländern. Die meisten sind private Vogelhalter, aber auch Zoos, Vogelparks, Wissenschaftler und Ornithologen gehören dazu. Das Hauptaugenmerk liegt auf der Erhaltungszucht der Wildformen in Gehegen, einerseits aus edukativen Gründen, vor allem aber auch als Genreserve im Hinblick auf eine mögliche Wiedereinbürgerung in den natürlichen Lebensräumen. Mutationszuchten und Schaubewertungen nach Zuchtstandard unterstützt die WPA nicht.

Die deutschsprachige Sektion der WPA förderte in den vergangenen Jahren mehrere Projekte zugunsten des Haselhuhns finanziell:

- 1997. Freilanduntersuchung an Tibet-Haselhühnern (*Tetrastes sewerzowi*) im chinesischen Naturreservat Lianhuashan durch DR. S. KLAUS, DR. W. SCHERZINGER und Kollegen (Fördersumme: 511 €)
- 2007. Druckkosten für ein Buch über das Naturreservat Lianhuashan in China (Fördersumme: 1.500 €).
- 1992–2001. Wiedereinbürgerung von Haselhühnern im Harz durch Herrn KLAUS NIKLASCH und Kollegen (Fördersumme: 12.271 €).
- 2003–2013. Wiedereinbürgerung von Haselhühnern im Thüringer Frankenwald durch Herrn DR. S. KLAUS und Kollegen (Fördersumme: 19.600 €).

Mehrfach stellten darüber hinaus Mitglieder der WPA ihre nachgezüchteten Haselhühner aus naturnaher Aufzucht für Wiedereinbürgerungsprojekte zur Verfügung.

In den dreimal jährlich erscheinenden Rundbriefen der WPA wurde wiederholt über die unterstützten Projekte für das Haselhuhn berichtet (siehe Literaturliste am Ende des Beitrags).

Seit 2001 veröffentlicht die WPA jährlich die Nachzuchtmeldungen ihrer Mitglieder unter der Internetadresse: „wpa.serena-mueller.ch“. Zwischen 2001 und 2016 meldeten die Mitglieder der deutschsprachigen Sektion im Mittel acht Hähne, und sieben Hennen Nachzuchten pro Jahr, mit allerdings großen jährlichen Schwankungen zwischen 1,2 und 21,17 Individuen²⁴.

Um die Erhaltungszucht für Hühnervögel auch auf europäischer Ebene zu koordinieren, gründete die WPA im Jahr 2004 die EUROPEAN CONSERVATION BREEDING GROUP (ECBG). Sie besteht aus zwei bis drei Delegierten aus jeder der sieben europäischen WPA-Sektionen einzelner Staaten oder Staatengruppen. Auf ihren halbjährlichen Treffen beraten sie die Zusammenarbeit der Zuchtbücher, arrangieren internationalen Austausch von Hühnervögeln zum Blutaustausch, koordinieren DNA-Untersuchungen von Gehegepopulationen und koordinieren und unterstützen Fokusgruppen. In Fokusgruppen schließen sich Halter bestimmter Arten oder Gruppen von Hühnervögeln in Europa zusammen mit dem Ziel, (unter)artenreine Bestände in menschlicher Obhut zu erhalten.

Die erste Fokusgruppe wurde gemeinsam von der WPA-BENELUX und AVIORNIS INTERNATIONAL, einem weiteren Züchterverband in den Benelux-Staaten, gegründet und hat die artenreine Erhaltung der Kragensasanen zum Ziel. Die beiden Arten der Kragensasanen, Goldfasan (*Chrysolophus pictus*) und Amherstfasan (*Chrysolophus amherstiae*), gehören zu den am häufigsten gehaltenen Fasanenarten in Europa. Allerdings waren die Bestände wegen der großen artübergreifenden Ähnlichkeit der Hennen stark hybridisiert. Durch eingehende Untersuchungen der Bälge in naturhistorischen Museen gelang es Mitgliedern der Fokusgruppe, distinkte phänotypische Merkmale der beiden Arten herauszufinden und auf erklärenden Postern darzustellen. Diese Poster wurden in Fachzeitschriften und auf Fachtagungen eingehend gezeigt und kommentiert, was inzwischen zu einer deutlichen, europaweiten Verbesserung der Phänotypen in den Gehegepopulationen beider Arten führte. Ferner gelang es der Fokusgruppe, einige unterartenreine Goldfasanen aus dem Ursprungsland China nach Europa einzuführen. Über die Nachkommen dieser Tiere, die ausnahmslos mit speziellen Ringen mit der Kennnummer 5000 gekennzeichnet sind, führt die Fokusgruppe ein Zuchtbuch und vermittelt möglichst gering verwandte Zuchtpaare an interessierte Züchter in ganz Europa.

Ein ähnliches Problem der Hybridisierung bei den in Europa gehaltenen Tragopan-Arten, Satyr-Tragopan (*Tragopan satyra*), Temminck-Tragopan (*Tragopan temmincki*) und Cabot-Tragopan (*Tragopan caboti*), führte einige Jahre später zur Gründung einer Fokusgruppe für Tragopane. Auch hier bedingte die Ähnlichkeit im Aussehen der Hennen der drei Arten deren Vermischung in der Zuchtpopulation. Die Fokusgruppe ließ in einem belgischen Labor DNA-Mikrosatelliten aus Federproben der Vögel untersuchen und verfügt seither über die Möglichkeit, Tragopanfedern auf Artenreinheit zu überprüfen. Bisher wurden ungefähr 500 Individuen aller drei Arten getestet, wobei gegen 25 % aller Proben Anzeichen von Hybridisierung zeigten. Tiere, bei denen keine Hybridisierung festgestellt wurde, werden seither in einem Zuchtbuch geführt und die Nachkommen werden ebenfalls mit speziellen Ringen gekennzeichnet. Die EAZA hat daraufhin beschlossen, nur noch molekulargenetisch getestete Individuen in ihre Erhaltungszucht und ihr Internationales Zuchtbuch für Cabot-Tragopane aufzunehmen.

²⁴ Züchter geben vor dem Komma die Anzahl der männlichen, nach dem Komma die Anzahl der weiblichen Tiere an.

Eine weitere wichtige Fokusgruppe der WPA gilt dem kritisch bedrohten Edwardsfasan (*Lophura edwardsi*). Diese ursprünglich nur in Zentral-Vietnam beheimatete Art wurde dort seit fast 20 Jahren nicht mehr nachgewiesen und ist vermutlich in der Natur ausgestorben. In enger Zusammenarbeit mit der EAZA unterstützen Mitglieder der Fokusgruppe die weltweite Erhaltungszucht des Edwardsfasans. Der heute etwa 1.000 Tiere umfassende Gehegebestand stammt von wenigen Gründertieren ab, die in den 1920er-Jahren aus Vietnam nach Frankreich importiert worden waren. Durch Austausch von Tieren über Ländergrenzen hinweg und die Anwendung der Befunde von Untersuchungen der DNA versucht die Fokusgruppe, die genetische Vielfalt des Gehegebestandes zu erhalten. Außerdem berät sie gemeinsam mit Vertretern der EAZA die vietnamesische Naturschutzgesellschaft VIETNATURE bei der Errichtung eines Zentrums für Erhaltungszucht in Zentral-Vietnam mit dem Ziel einer späteren Wiedereinbürgerung der Art in Teilen ihres ursprünglichen Lebensraumes.

Auch um die Gattung der Edelfasanen (*Phasianus* ssp.), gemeinhin auch als „Jagdfasanen“ bezeichnet, kümmert sich eine Fokusgruppe der WPA. Diese Gattung kommt in Asien in zwei Arten und ungefähr 35 Unterarten vor, die allesamt mehr oder weniger durch Hybridisierung mit zu Jagdzwecken eingeführten Mischlingen in ihrem Bestand bedroht sind. Die Fokusgruppe bemüht sich, die 14 bisher nach Europa eingeführten Unterarten zumindest auf phänotypischer Ebene einheitlich in ihren Gehegen zu erhalten. Ferner unterstützt die Gruppe Erhaltungsprojekte in den Ursprungsländern und über die Bereitstellung von Federproben auch genetische Untersuchungen zur Taxonomie der Edelfasanen.

Weitere Fokusgruppen für Silber- und Schwarzfasanen (*Lophura nythemera* und *L. leucomelana*), Kammhühner (*Gallus* ssp.), Kupferfasanen (*Syrmaticus soemmerringii*), Haubenlose Feuerrückenfasanen (*Lophura erythrophthalma*), Wallichfasanen (*Catreus wallichii*), Helmhokkos (*Pauxi* ssp.) und kleine Hühnervögel wie Wachteln, Frankoline und Rebhühner haben umfangreiche Sammlungen von Bildern und Daten bezüglich artenreiner Vertreter ihrer jeweiligen Art angelegt, und sie vermitteln Haltern gering verwandte Zuchttiere.

2 Mögliche Beiträge der WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. zur Erhaltung des Westlichen Haselhuhns

Da Haselhühner kaum in Zoologischen Gärten gehalten wurden oder noch werden, liegt die Erfahrung zu ihrer Pflege und Vermehrung aktuell weitgehend nur bei wenigen Privathaltern vor, die zumeist Mitglieder der WPA sind. Die WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. ermutigt daher erfahrene Züchter in ihren Reihen, sich am vorgesehenen Erhaltungszuchtpunkt für das Westliche Haselhuhn zu beteiligen. Das gilt zumal für dessen Anfangsphase, in welcher die notgedrungen sehr wenigen Eier, die aus dem winzigen Freilandbestand zu erwarten sind, als kostbare Gründertiere von den erfahrensten Praktikern ausgebrütet und aufgezogen werden sollten.

Aufgrund des umfangreichen Erfahrungsschatzes, den Mitgliedern der WPA mit der Haltung und Vermehrung der unterschiedlichsten Hühnervögel gesammelt haben, bietet sich darüber hinaus die Einrichtung einer neuen **Fokusgruppe für Haselhühner** an. Die WPA könnte ihr

umfangreiches Netzwerk von Privathaltern, zoologischen Einrichtungen (in der EAZA und außerhalb), Wissenschaftlern sowie interessierten und aktiven Laien zur Verfügung stellen.

Eine Hauptaufgabe einer Fokusgruppe Haselhühner sieht die WPA in der Zusammenstellung von Haltungsrichtlinien für Haselhühner. Es gibt wohl nur wenige Züchter, die Haselhühner in ihren Volieren halten oder vermehren. Nach vorsichtigen Schätzungen dürfte es sich um etwa fünf bis zehn Halter im deutschen Sprachraum handeln. Keiner dieser Halter dürfte derzeit Exemplare des Westlichen Haselhuhns (*Tetrastes bonasia rhenana*) pflegen oder früher gepflegt haben, sondern entweder Individuen von noch nicht gefährdeten Unterarten, zumeist aber Tiere unbekannten Unterartenstatus oder auch nicht weiter dokumentierte Mischlinge verschiedener Subspezies. Aber diese spezialisierten Halter sammelten über die Jahre wertvolles Wissen und Erfahrungen zur Praxis von Haltung und Zucht, das bisher jedoch allenfalls mündlich und auch eher sporadisch weitergegeben wurde, wenn überhaupt. Die WPA erklärt sich daher bereit, alle Halter von Haselhühnern anzusprechen und nach ihren Erfahrungen zu befragen. Von der Einrichtung der Volieren, Fütterung, Brut und Aufzucht bis zur Prophylaxe und Behandlung von Krankheiten sollen die bisherigen Haltungserfahrungen dokumentiert werden. Auf der Grundlage dieser Dokumentation wird sie dann Haltungsrichtlinien in der Form der innerhalb der EAZA verwendeten „Husbandry Guidelines“ zusammenstellen und interessierten Haltern und zoologischen Einrichtungen zur Verfügung stellen. Damit hoffen wir, die bisher gesammelten Erfahrungen an die nächste Züchtergeneration weiterzugeben und einmal gemachte Fehler nicht zu wiederholen.

3 Schlussfolgerungen

Die Mitglieder des führenden Verbands der deutschsprachigen, an der Erhaltungszucht orientierten Halter von Hühnervögeln verfügen über wertvolle Erfahrungen mit der Haltung und Vermehrung von Hühnervögeln. Die Zahl der Halter und Züchter von Haselhühnern unter ihnen dürfte zwischen fünf und zehn betragen. Um die Erfahrungen dieser Spezialisten einem größeren Kreis potentieller Privathalter und zoologischer Einrichtungen zur Verfügung zu stellen, wird die WPA zeitnah Haltungsrichtlinien für Haselhühner zusammengestalten, die schließlich auch in das Format der „EAZA Husbandry Guidelines“ überführt werden sollen.

Darüber hinaus wird die WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. gerne auch Erhaltungsbemühungen für das Westliche Haselhuhn finanziell unterstützen, wobei realistischer Weise nur der recht begrenzte Rahmen ihrer beschränkten finanziellen Möglichkeiten wirken kann; die Bereitschaft manifestiert sich anfänglich durch Beteiligung an den Druckkosten des vorliegenden Symposiums-Bandes.

Ihre umfangreiche Verbindungen zu anderen europäischen Verbänden der Vogelhalter sowie Naturschützer, zoologischen Einrichtungen, genetischen Forschungslaboratorien, Fachspezialisten, Wissenschaftlern und erfahrenen Züchtern wird die WPA-BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V. gerne zugunsten der Erhaltung des Westlichen Haselhuhns aktivieren und zur Verfügung stellen.

Publikationen über Haselhuhnschutz bei der WPA

BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND e. V.

- ASCHENBRENNER, H. 1987. Das Haselhuhn und seine Zucht. *WPA-Rundbrief* **34**, S.1–15.
- BARFKNECHT, A., BERGMANN, H.-H., ELSTRODT, W. & H.-J. KÜME. 1988. Wiederansiedlungsversuch mit dem Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) im Harz. *WPA-Rundbrief* **41**, 25–30.
- ERICHSEN, K.-P. 1986. WPA nahm am Fachkolloquium über Haselwild teil. *WPA-Rundbrief* **30**, 17.
- KLAUS, S. 2004. Bericht Projekt „Wiederansiedlung des Haselhuhns im Thüringer Anteil des Frankenwaldes“; Prinz Reuss’sche Forstverwaltung und angrenzende Thüringer und Bayerische Forstämter Jahr 2003. *WPA-Rundbrief* **94**, 18–22.
- KLAUS, S., HOFFMANN, H. & PRINZ HEINRICH XII REUSS. 2008. Wiederansiedlung des Haselhuhnes im Thüringer Anteil des Frankenwaldes. *WPA-Rundbrief* **106**, 18–23.
- KLAUS, S., HOFFMANN, H. & PRINZ HEINRICH XII REUSS. 2010. Haselhuhn-Projekt im Thüringer Frankenwald. *WPA-Rundbrief* **111**, 18–21.
- NIKLASCH, K. 1994. Bericht über die Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz – Jahresbericht 1993. *WPA-Rundbrief* **63**, 11–19.
- NIKLASCH, K. 1994. Haselhuhnwiederansiedlungsprojekt im Südharz, Stand September 1994. *WPA-Rundbrief* **64**, 21–22.
- NIKLASCH, K. 1996. Versuch zur Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz - Jahresbericht 1995. *WPA-Rundbrief* **70**, 13–16.
- NIKLASCH, K. 1997. Versuch der Wiederansiedlung des Haselhuhns im Südharz – Bilanz und Perspektiven. *WPA-Rundbrief* **73**, 16–26.
- NIKLASCH, K. 2000. Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz – Jahresbericht 1999. *WPA-Rundbrief* **80**, 17–26.
- NIKLASCH, K. 2001. Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz – Jahresbericht 2000. *WPA-Rundbrief* **84**, 12–20.
- NIKLASCH, K. 2002. Jahresbericht 2001 – Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz. *WPA-Rundbrief* **86**, 16–25.
- SCHREIBER, A. 2016. Ein heimliches Juwel vor dem Aussterben. *WPA-Rundbrief* **130**, 12–14.
- SCHREIBER, A. 2018. Neues vom aussterbenden Westlichen Haselhuhn. *WPA-Rundbrief* **134**, 16–18.
- WUNERT, H., NIKLASCH, K. & M. EUL. 1986. Das Haselhuhn darf nicht sterben! *WPA-Rundbrief* **31**, 14–15.

Le rôle et les moyens d'actions de l'antenne allemande du WPA dans la conservation de la Gelinotte des bois de l'Ouest

Par HEINER JACKEN

L'antenne allemande de l'association internationale WPA (WORLD PHEASANT ASSOCIATION) a été créé en 1978 et est composée de 300 membres, la plupart venant de pays de langue allemande (Allemagne, Autriche et Suisse). La majorité de ses membres sont des éleveurs privés de Galliformes qui se consacrent en priorité à l'élevage conservatoire. Certains appartiennent à des institutions zoologiques, scientifiques et ornithologiques. Comme pour les autres antennes ailleurs dans le monde, l'objectif essentiel de WPA ALLEMAGNE est la conservation de toutes les espèces de galliformes à la fois dans la nature et via l'élevage en captivité.

WPA ALLEMAGNE a soutenu plusieurs projets de conservation de la Gelinotte. Parmi ceux-ci, des campagnes de terrain pour rechercher la Gelinotte de Chine (*Tetrastes sewerzowi*) dans la réserve de Lianhuashan par DR. S. KLAUS, DR. W. SCHERZINGER et leurs collègues, ainsi que des projets de réintroduction en Allemagne (dans le Harz par K. NIKLASCH ainsi qu'en Thuringe par DR. S. KLAUS et collègues). Les montants alloués par WPA ALLEMAGNE à ces projets ont été de 35.000 €. Plusieurs articles présentant ces actions ont été publiés dans la lettre de contact des membres de la WPA (voir plus loin la liste des articles publiés)

L'antenne allemande de la WPA a aussi aidé ces projets de réintroduction en fournissant des gelinottes élevées en captivité pendant plusieurs années. Le recensement annuel des oiseaux produits dans les centres d'élevage du réseau de WPA-ALLEMAGNE donne une moyenne de huit mâles et sept femelles de Gelinotte par an avec cependant d'importantes fluctuations annuelles (voir « wpa.serena-mueller.ch »).

En 2004, WPA ALLEMAGNE a formé le groupe européen des élevages conservatoires (EUROPEAN CONSERVATION BREEDING GROUP : ECBG) dans le but de coordonner et soutenir la conservation de souches pures de divers taxons des Galliformes dans les collections privées et publiques européennes. Ce comité se compose de deux à trois délégués venant de chacune des sections WPA existants en Europe. Il se réunit deux fois par an pour discuter de la mise à jour du répertoire généalogique et favoriser les échanges internationaux dans le cadre de la gestion de la banque des lignées sanguines, en étroit contact avec les institutions de l'EAZA.

La plupart des programmes d'élevages conservatoires sont conduits sous le couvert de groupes spécialisés au sein de WPA (« focus group »). Ces groupes se focalisent sur certaines espèces ou sous-espèces dans le but de créer des populations viables et génétiquement pures dans les élevages européens. Par le moyen d'échanges réguliers, ils favorisent le partage d'expériences sur la conduite des élevages, la mise à jour des registres d'élevages et conduisent des recherches sur les lignées pures avec l'aide des collections de références des muséums et du génotypage. De tels groupes spécialisés existent par exemple pour différents genres de faisans (genres *Chrysolophus*, *Tragopan*, *Phasianus*) ainsi que plusieurs autres taxons.

Le rôle éventuel de WPA ALLEMAGNE pour la conservation de *Tetrastes bonasia rhenana* pourrait être de trois ordres :

- Elle est prête à s'engager dans un soutien financier de certaines actions de conservation dans la limite de ses moyens.
- Elle serait heureuse de faire profiter de sa grande expérience dans le domaine de l'élevage conservatoire en activant son réseau d'éleveurs, de scientifiques, de laboratoires génétiques et de zoos partenaires (EAZA ou non EAZA), ainsi que d'amateurs actifs et intéressés dans ce domaine. Regroupant en son sein parmi les éleveurs de Gélinotte les plus expérimentés au monde, certains membres peuvent potentiellement jouer un rôle crucial pour initier et/ou conseiller la mise en place d'un élevage de *T. b. rhenana*.
- Enfin, la contribution essentielle du WPA ALLEMAGNE pourrait être la formation d'un nouveau « focus group » ayant pour objectif premier de rédiger un guide d'élevage conservatoire spécifiquement consacré à la Gélinotte de l'Ouest. Ce document compilerait toutes les informations pertinentes nécessaires à la bonne conduite de l'élevage et de la reproduction en captivité de *T. b. rhenana* (caractéristiques techniques des volières, alimentation, prévention et contrôle des maladies ainsi que techniques d'élevage des jeunes). Ces dernières années, un petit nombre d'éleveurs spécialistes au sein de WPA ALLEMAGNE ont acquis une solide expérience dans l'élevage de la Gélinotte. Compiler dans ce guide toutes ces précieuses expériences pourrait être la contribution la plus utile du WPA ALLEMAGNE pour un futur projet d'élevage conservatoire, quelque soit le statut privé ou publiques des acteurs qui seront potentiellement impliqués.

11

Beispiel für ein Wiederansiedlungsprojekt unter Beteiligung der WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION SACHSENHAGEN

FLORIAN BRANDES, WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION SACHSENHAGEN, Sachsenhagen

Example of a wildlife reintroduction project conducted by Wildtier- und Artenschutzstation Sachsenhagen. By F. BRANDES. – The WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION (WASS) in Sachsenhagen (Niedersachsen, Germany) is primarily a rescue center for native and confiscated animals, but is also involved in reintroduction projects for various endangered animals. Using our release project for the ferruginous duck (*Aythya nyroca*) as an example, we argue that WASS could serve as a central breeding station helping to establish an *ex situ*-population of the Western hazel grouse. At a later stage we could provide reintroduction projects with birds from different zoological institutions which before release can be trained at Sachsenhagen for a life with a natural diet and to adapt behaviourally to a natural environment.

Die WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION IN SACHSENHAGEN (WASS) ist eine vom Land Niedersachsen anerkannte Station zur Versorgung von verletzten und verwaisten heimischen Wildtieren und zur vorübergehenden Unterbringung beschlagnahmter Tiere, darunter zahlreiche Exoten. Rund 2.400 Tiere werden jährlich in der Wildtierstation versorgt. Neben dem Betrieb der Aufangstation gehört auch Umweltpädagogik und die Beteiligung an Artenschutzprojekten – insbesondere für einheimische Arten – zu den satzungsgemäßen Zielen der WASS. Im Laufe der Jahre hat sich die WASS an verschiedenen Projekten zur Wiederansiedlung und Bestandsstützung bedrohter Arten beteiligt:

- Wiederansiedlung des Europäischen Nerzes (*Mustela lutreola*) im Einzugsgebiet des Steinhuder Meeres in Niedersachsen.
- Wiederansiedlung der Moorente (*Aythya nyroca*) am Steinhuder Meer.
- Bestandsstützungsmaßnahme für die Population der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) in der Ballertasche im Landkreis Göttingen.
- Wiederansiedlung des Steinkauzes (*Athene noctua*) im nördlichen Harzvorland.

Nachdem das Westliche Haselhuhn (*Tetrastes bonasa rhenana*) so akut vom weltweiten Aussterben bedroht ist, dass vor allem eine Erhaltungszucht als vielleicht aussichtsreichste Rettungsmaßnahme erscheint (siehe Beiträge in diesem Band), sieht die WASS die Möglichkeit, auch diese

kritisch bedrohte Unterart in ihr Programm aufzunehmen. Es wäre grundsätzliche Bereitschaft vorhanden, sich an der Etablierung einer stabilen *ex situ*-Population zu beteiligen, und zu einem späteren Zeitpunkt auch die erforderliche Anzahl von Nachzuchten für Wiederauswilderungen zur Verfügung zu stellen, sobald geeignete Biotope identifiziert bzw. durch lenkende Maßnahmen erneut hergestellt sind.

Um auf dem gegenwärtigen, frühen Planungsstadium für ein anzustrebendes Zuchtprogramm den beratenden Fachleuten und den genehmigenden Behörden Leitlinien und Anhaltspunkte zu geben, werden einige Eckpunkte des bereits laufenden Projektes zur Wiederansiedlung der Moorente referiert.

1 Beispiel: Wiederansiedlung der Moorente

Initiiert durch das niedersächsische Umweltministerium, welches auch die finanziellen Mittel für das Projekt bereitstellt, begann 2012 ein Wiederansiedlungsprojekt für die Moorente am Steinhuder Meer. Die Projektträgerschaft hat der NABU NIEDERSACHSEN übernommen, die praktische Durchführung obliegt der WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION in Sachsenhagen (*ex situ*-Maßnahmen) und der ÖKOLOGISCHEN SCHUTZSTATION STEINHUDER MEER (ÖSSM), die für *in situ*-Maßnahmen und das Monitoring zuständig ist.

Als Wiederansiedlungsgebiet wurden die Naturschutzgebiete rund um das Steinhuder Meer ausgewählt. Rund 30 Jahre lang war die Moorente aus diesem Gebiet verschwunden. Der letzte Brutnachweis stammte aus dem Jahr 1980. In den letzten Jahrzehnten wurden im Projektgebiet umfangreiche Maßnahmen zur Renaturierung durchgeführt und besonders im Naturschutzgebiet Meerbruchswiesen viele naturnahe Stillgewässer geschaffen, so dass die Moorente heute dort wieder geeignete Lebensräume finden kann.

Da die Möglichkeit, Moorenten aus stabilen Populationen der Natur zu entnehmen, nicht gegeben war, wurde die WASS frühzeitig an den Planungen des Projektes beteiligt. Die Mitarbeiter der WASS verfügen über umfangreiche Erfahrung in der Aufzucht und Auswilderung von Entenvögeln. Im Rahmen dieses Projektes hat die Wildtierstation die Koordination der *ex situ*-Maßnahmen übernommen, d. h. die Beschaffung einer ausreichenden Anzahl nachgezüchteter Moorenten für die Wiederansiedlung. Die ausgewilderten Moorenten stammen nicht nur aus der eigenen Zucht in der WASS, sondern auch aus verschiedenen Zoos in Deutschland, die ihre Nachzuchten für die Ansiedlung zur Verfügung stellen (siehe Tabelle 11.1). Zu den Aufgaben der WASS gehören:

- Sammlung von Proben für genetische Voruntersuchungen zur Aufdeckung von unerwünschter Hybridisierung der in Zoos gehaltenen Moorenten.
- Haltung eines Zuchtstockes von sechs Paaren und Zucht von Moorenten in einer eigens errichteten Anlage in der WASS.
- Koordination der Zusammenarbeit mit Partnerzoos, die Nachzuchten zur Verfügung stellen und Transport der dort nachgezüchteten Moorenten zur Haltung in der WASS bis zur Auswilderung
- Veterinärmedizinische Betreuung des Projektes.
- Beringung der Moorenten unmittelbar vor der Auswilderung mit Ringen der VOGELWARTE HELGOLAND und mit Farbkennringen, die bei EURING registriert sind.

Bis Ende des Jahres 2017 wurden 622 Moorenten ausgewildert (Tabelle 11.1). Es liegen seither zahlreiche Meldungen von Ringablesungen vor, vor allem der Farbkennringe, die erste statistische Auswertungen erlauben. Seit drei Jahren können erfolgreiche Brutnachweise im Projektgebiet erbracht werden. Die so gewonnenen Zwischenergebnisse lassen hoffen, dass langfristig eine stabile Population von Moorenten aufgebaut werden kann.

Tabelle 11.1 Anzahlen der Moorente, die durch zoologische Einrichtungen zur Auswilderung zur Verfügung gestellt wurden.

Table 11.1 Nombres de fuligules nyroca contribuées par des parcs zoologiques pour un projet de réintroduction.

Institution	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	gesamt
TIERPARK COTTBUS		29	20	11	8	13		
TIERPARK SUHL	6	18						
VOGELPARK MARLOW	6	12	17	15	18	36	19	
WELTVOGELPARK WALSRODE			10		12			
WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION		22	20	18	42	44	49	
ZOO HANNOVER GMBH		3	4	8	14	5		
ZOOLOGISCHER GARTEN KÖLN AG	8	11			1	19	8	
ZOOLOGISCHER GARTEN KARLSRUHE			5					
WILHELMA STUTTGART				4	10	7		
ZOOLOGISCHER GARTEN BERLIN					43	40		
TIERGARTEN HEIDELBERG					3			
TIERPARK NORDHORN					8	12		
OPEL ZOO KRONBERG				8				
ZOO ROSTOCK						11		
ZOOLOGISCHER GARTEN WUPPERTAL							4	
Eingänge gesamt	20	95	76	64	159	187	80	
ausgewildert		68	61	68	151	190	84	622



Wildtier- und Artenschutzstation

aktiv für den Artenschutz!

Hilfe für bedrohte Arten



Durch die Haltung und Zucht bedrohter Tierarten für Wiederansiedlungsprojekte und Erhaltungszuchtpogramme leisten wir einen aktiven Beitrag zum Artenschutz!



So sind wir zum Beispiel an folgenden Projekten beteiligt:

Wiederansiedlung des Europäischen Nerzes (*Mustela lutreola*) im Einzugsgebiet des Steinhuder Meeres.



Wiederansiedlung der Moorente (*Aythya nyroca*) in Niedersachsen.



Internationales Zuchtbuch für den philippinischen Prinz-Alfred-Hirsch (*Cervus alfredi*).

2 Schlussfolgerungen

Trotz der Unterschiede in Biologie und Haltung der Moorente gegenüber dem Westlichen Haselhuhn gibt es grundsätzliche Parallelen in der Struktur von Wiederansiedlungsprojekten. So etwa die Notwendigkeit, für eine erfolgreiche Wiederansiedlung eine möglichst große Anzahl von Individuen auszuwildern. Da diese auch beim Westlichen Haselhuhn nicht der Natur entnommen werden können, ist eine ausreichend dimensionierte Zuchtanlage erforderlich. Die WASS verfügt über die hierfür erforderliche Infrastruktur und ist bereit, Platz und Know-How zur Verfügung zu stellen.

Eine weitere Parallele stellt die Auswilderung nicht nur selbst gezüchterter Moorenten, sondern die Beteiligung von zoologischen Einrichtungen, welche junge Moorenten beisteuern, wobei die WASS die Aufgabe übernimmt, diese Vögel vor der Auswilderung zentral zu sammeln und vorzubereiten. Auch beim Haselhuhn laufen erste Überlegungen hinaus auf eine dezentrale Zucht bei unterschiedlichen Haltern, darunter EAZA-Zoos im Rahmen eines europaweit koordinierten Zuchtprogramms (siehe Beitrag von BRUSLUND & VAN DAMS in diesem Band), eventuell auch unter Beteiligung von Privatzüchtern der WORLD PHEASANT ASSOCIATION (siehe Beiträge HENNACHE und JACKEN in diesem Band). Daher ist abzusehen, dass eine Zuchtstation, die über ausreichend Räumlichkeit verfügt, auch bei einem Projekt für das Haselhuhn die Rolle der zentralen Sammelstelle zwecks Vorbereitung der Jungvögel auf ein Leben im Freiland übernehmen sollte. Im Fall der Moorente hat die WASS diese Aufgabe bisher mit Erfolg gemeistert.

Literatur

- BRANDES, F. & F. MELLES. 2012. Wiederansiedlung der Moorente am Steinhuder Meer – ein Beitrag zoologischer Einrichtungen zum Artenschutz in Deutschland. *Zeitschrift des Kölner Zoos* **4**, 155–163.
- MELLES, F. & T. BRANDT. 2016. Ein Versuch zur Wiederansiedlung der Moorente *Aythya nyroca* am Steinhuder Meer, Niedersachsen – erste Ergebnisse. *Vogelkundliche Berichte Niedersachsen* **45**, 37–52.

Proposition pour une participation de la WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION de Sachsenhagen pour le projet de réintroduction de la Gelinotte de l'Ouest

Par FLORIAN BRANDES

Ce centre ‘WILDTIER- UND ARTENSCHUTZSTATION’ (WASS) installé à Sachsenhagen en Basse Saxe, n’est pas seulement un centre de secours pour les animaux sauvages. Le centre est aussi impliqué dans des projets de réintroduction pour plusieurs espèces en danger. On peut citer comme exemple le programme de conservation du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) pour lequel le centre a en charge toutes les actions nécessaires à la conduite de l’élevage en captivité ainsi que les expertises vétérinaires, la coordination de tous les zoos partenaires du projet qui fournissent aussi des jeunes, et le baguage des individus relâchés.

Malgré les différences évidentes de biologie et donc de conditions d’élevage entre le fuligule et la Gelinotte de l’Ouest (*Tetrastes bonasia rhenana*), de tels programmes de réintroduction à partir d’oiseaux élevés en captivité mobilisent toujours un certain nombre de constantes. Ainsi en est-il des infrastructures et de l’espace nécessaires ainsi que de la disponibilité d’un personnel compétent pour développer un centre d’élevage susceptible d’entretenir une population captive de cette sous-espèce de Gelinotte.

A un stade ultérieur quand sera venu le temps de la réintroduction en nature, le centre pourra à partir d’oiseaux produits localement ou par d’autres zoos, mettre en place des programmes de pré-lâchés facilitant l’adaptation de ces oiseaux à leur nouvel environnement naturel.

12

Erhaltung des Westlichen Haselhuhns *Tetrastes bonasia rhenana*: Prioritäten aus Sicht der westdeutschen Vogelschutzwarten

PETER HERKENRATH – VOGELSCHUTZWARTE IM LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN, Recklinghausen

DAGMAR STIEFEL – STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE FÜR HESSEN, RHEINLAND-PFALZ UND SAARLAND, Frankfurt

Saving the Western hazel grouse *Tetrastes bonasia rhenana*: priorities from the point of view of west German bird conservation agencies. By P. HERKENRATH and D. STIEFEL. – The subspecies *Tetrastes bonasia rhenana* of the hazel grouse shows small, fragmented and strongly declining populations and a reduced range. Within those German federal states which had or still have *rhenana* hazel grouse (Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland), some initiatives for conserving and developing hazel grouse habitats have taken place, in particular concerning coppice-managed woodland within Special Protection Areas (SPA). The decline of hazel grouse could, however, not be stopped. Current conservation priorities are clarifying the status of the subspecies, aim at maintaining *in situ* the populations still existing and enabling population growth and range extension. Implementing the management plans for SPAs with hazel grouse as a target species plays a key role. Some of these SPAs are located along the borders of the federal states of Nordrhein-Westfalen, Hessen and Rheinland-Pfalz. Any captive breeding of *T. b. rhenana* should support the aim of saving the bird *in situ* and follow the “IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations”. The activities for the subspecies should be tied together in a single action plan for the entire German range. In addition, the education work in support of the Western hazel grouse that has recently started should be continued.

Wenn man sich mit der Unterart *Tetrastes bonasia rhenana* des Haselhuhns, dem Westlichen Haselhuhn, beschäftigt, stößt man auf eine Reihe von Schwierigkeiten. Die Verbreitung zeichnet sich durch starke Fragmentierung mit isolierten Restpopulationen aus. Deren Bestandsgröße ist in den letzten Jahrzehnten erheblich zurückgegangen. Zudem ist die Validität der Unterart *T. b. rhenana* über lange Zeit nicht ausreichend anerkannt worden (HERKENRATH *et al.* 2017,

NOWAK *et al.* 2012, PFEFFER 2017, SCHREIBER *et al.* 2015; zur Validität der Unterart siehe aber GLUTZ *et al.* 1973).

Vor diesem Hintergrund wird in diesem Beitrag versucht, einen Überblick über die Bemühungen zum Schutz von *T. b. rhenana* in Vergangenheit und Gegenwart zu geben und die Prioritäten für den Erhalt der Unterart im Arbeitsbereich der westdeutschen Vogelschutzwarten (Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland als einzige deutsche Vorkommensgebiete) zu definieren.

1 Haselhuhnschutz im Westen Deutschlands

In den letzten Jahrzehnten hat es im deutschen Verbreitungsgebiet von *T. b. rhenana* eine Reihe von Bemühungen um den Schutz der Unterart gegeben. Besondere Bedeutung haben Maßnahmen in solchen EU-Vogelschutzgebieten erlangt, die neben anderen Arten auch für das Haselhuhn ausgewiesen wurden.

In Hessen initiierte die STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE FÜR HESSEN, RHEINLAND-PFALZ UND SAARLAND nach mehreren Anläufen des amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutzes 1987 ein „Haselhuhn-Programm Hessen“. Aus den Vorschlägen zur Lebensraumverbesserung entstanden insbesondere Maßnahmen im EU-Vogelschutzgebiet „Hauberge bei Haiger“, dem Schwerpunkt der hessischen Haselhuhnverbreitung. Hier gibt es bis heute einen „Runden Tisch Haselhuhn“ aus Vogelschutzwarte, Naturschutzbehörden, Forstverwaltung, Haubergsgenossenschaften (Zusammenschlüsse bäuerlicher Niederwaldbewirtschafter), Kommunen, Naturschutz- und Jagdverbänden. 2010 erstellte die Vogelschutzwarte ein Artenhilfskonzept Haselhuhn (KORN *et al.* 2010). Hieraus resultierten ein landesweites Haselhuhnmonitoring und Vorschläge für Lebensraumverbesserungen, die in die Managementpläne der Vogelschutzgebiete „Hauberge bei Haiger“ und „Hoher Westerwald“ einfließen.

In Rheinland-Pfalz erlaubte ein „Artenschutzprojekt Haselhuhn“, erstellt im Auftrag des damaligen MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND FORSTEN seit 1986, Bestandserfassungen und Berichte mit Maßnahmenvorschlägen für sechs Vorkommensgebiete des Haselhuhns. Im Rahmen des Projekts wurden u. a. an den Moselhängen Waldinnbereiche in Form sogenannter „Haselhuhntaschen“ freigestellt.

Im Saarland wurde von 1992 an im Rahmen eines „Förderprogramms Erhaltung und Entwicklung der Lebensgemeinschaft Haselhuhn“ die Niederwaldwirtschaft gefördert, zurückgehend auf eine Studie zur Niederwaldwirtschaft, in der im Auftrag des Wirtschaftsministeriums die Integration der Niederwaldwirtschaft in das forstliche Gesamtkonzept des Saarlandes geprüft wurde (GEOMGRAF 1992/93).

In Nordrhein-Westfalen fanden im Siegerland (Kreis Siegen-Wittgenstein) seit den 1980er-Jahren das Haselhuhn fördernde Maßnahmen statt, wie die Schaffung oder Erhaltung reich strukturierter Strauch- und Baumschichten (EWERS *et al.* 2000). U. a. für das Haselhuhn wurde dort das Vogelschutzgebiet „Wälder und Wiesen bei Burbach und Neunkirchen“ ausgewiesen. Der Maßnahmenplan für das Gebiet sieht Maßnahmen für das Haselhuhn im Rahmen der forstlichen Bewirtschaftung vor (FELS *et al.* 2015). Der Fokus liegt dabei auf strukturreichen Laubwäldern mit

kleinflächiger Bewirtschaftung, die Kleinlichtungen und Randstrukturen fördern soll. Besondere Berücksichtigung findet das Haselhuhn auch im derzeit in Arbeit befindlichen Maßnahmenplan für das EU-Vogelschutzgebiet „Ahrgebirge“ (Nordrhein-Westfalen) in der Eifel im Kreis Euskirchen.

1988 wurde ein bundeslandübergreifender „Haselhuhn-Arbeitskreis im Dreiländereck Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz“ mit dem Ziel gegründet, die lebensraumverbessernden Maßnahmen zwischen ehrenamtlichem Naturschutz, Behörden, Waldbesitzern und Forst zu koordinieren.

2 Jüngere Entwicklungen

Mit der Verabschiedung der Konvention über Biologische Vielfalt 1992 gelangte der Schutz der genetischen Vielfalt als gleichberechtigtes Ziel neben dem Schutz von Arten und Lebensräumen weltweit in den Blickpunkt des Naturschutzes. Das verhalf gefährdeten Unterarten zu mehr Prominenz. So wird in der „Biodiversitätsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen“ das Westliche Haselhuhn ausdrücklich als eins von sechs Vogeltaxa benannt, für die das Land besondere Verantwortung trägt (MKULNV 2015).

In Hessen wird das Artenhilfskonzept mit besonderem Blick auf die bundeslandübergreifende Zusammenarbeit überarbeitet. Im November 2016 veranstaltete die Vogelschutzwarte im LANDES-AMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (LANUV) Nordrhein-Westfalen in Burbach ein Seminar zum Westlichen Haselhuhn, in dem die Situation der Unterart und die Schutzerfordernisse diskutiert wurden (RIEPL *et al.* 2017). In einem informellen Gespräch erörterten die westdeutschen Vogelschutzwarten gemeinsam mit deutschen Haselhuhnexperten im Juli 2017 außerdem Notwendigkeit und Möglichkeiten einer Erhaltungszucht von *T. b. rhenana*.

3 Prioritäten im Haselhuhnschutz

Die beiden Vogelschutzwarten für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland und für Nordrhein-Westfalen sehen vier Prioritäten für die Erhaltung des Westlichen Haselhuhns.

3.1 Lebensraumschutz

Oberste Priorität kommt dem Schutz bzw. der Entwicklung der Haselhuhnlebensräume zu. Hierzu muss in den Gebieten mit Haselhuhn vorkommen eine forstliche Bewirtschaftung stattfinden, die das Überleben des Haselhuhns ermöglicht. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Niederwaldwirtschaft. Diese findet nur noch auf kleiner Fläche statt. Ihre Wiedereinführung bedarf entsprechender finanzieller Anreize und Hilfestellung für die Waldbesitzer. Die haselhuhnfreundliche Lebensraumbewirtschaftung sollte sich auch auf derzeit nicht (mehr) vom Haselhuhn besiedelte Flächen erstrecken, um so eine Wiederausbreitung zu ermöglichen.

Beim Lebensraumschutz ist bundesland- und staatenübergreifende Zusammenarbeit erforderlich. Dies gilt für grenzüberschreitende Haselhuhnvorkommen wie in Hessen/Rheinland-Pfalz/Nordrhein-Westfalen oder Rheinland-Pfalz/Saarland/Luxemburg/Belgien. In den westdeutschen Bundesländern mit *T. b. rhenana*-Vorkommen arbeiten die beiden beteiligten Vogelschutzwarten in Sachen Haselhuhnschutz eng zusammen.

Ein wichtiges Instrument zum Schutz der Haselhuhnlebensräume bieten die Managementpläne für EU-Vogelschutzgebiete. Solche Pläne sind in Kraft bzw. in Bearbeitung für die benachbarten Vogelschutzgebiete „Wälder und Wiesen bei Burbach und Neunkirchen“ (Nordrhein-Westfalen) und „Hauberge bei Haiger“ (Hessen). In Arbeit befinden sich die Managementpläne für die ebenfalls benachbarten und gleichnamigen Vogelschutzgebiete „Ahrgebirge“ (Rheinland-Pfalz) und „Ahrgebirge“ (Nordrhein-Westfalen). Hier sollte verstärkt auf die bundeslandüberschreitende Abstimmung von Schutzmaßnahmen für das Haselhuhn geachtet werden.

3.2 Erhaltungszucht

Für die Vogelschutzwarten im Westen Deutschlands stellt eine mögliche koordinierte Erhaltungszucht für das Haselhuhn einen Baustein in der langfristigen Erhaltung von *T. b. rhenana* im Freiland dar. Die Zucht darf keinem Selbstzweck dienen. Falls es zu einer Erhaltungszucht von *T. b. rhenana* kommt, sollte sie den folgenden Zielen dienen: 1) Erhaltung der Unterart im Freiland durch Wiederansiedlungs- oder Bestandsstützungsprojekte, 2) Erhaltung der Unterart *T. b. rhenana* mit ihrem Genpool, 3) Forschung zur Unterart *T. b. rhenana* und 4), soweit wie möglich und angebracht, Umweltbildung durch Information der Öffentlichkeit, einschließlich der Fachöffentlichkeit, über das Westliche Haselhuhn und seine Gefährdung.

Eine Haselhuhnzucht sollte sich an den IUCN-Richtlinien für Wiederansiedlung und Translokationen orientieren (IUCN/SSC 2013). Sinnvollerweise wäre ein Europäisches Erhaltungszuchtprogramm (EEP) oder ein Europäisches Zuchtbuch (ESB) im Rahmen der EUROPEAN ASSOCIATION OF ZOOS AND AQUARIA (EAZA) anzustreben. Das würde die notwendige langfristige Sicherheit für das Projektmanagement, vor allem hinsichtlich des Personals, der Finanzen und der Infrastruktur fördern. Die Behörden wie die interessierte und nach Möglichkeit auch die weitere Öffentlichkeit sollten eingebunden sein. Die Zucht müsste mit Eiern aus einer der noch bestehenden Wildpopulationen aufgebaut werden.

3.3 Artenhilfsprogramm für den Westen Deutschlands

Für die Vorkommen des Westlichen Haselhuhns sollte das Artenhilfsprogramm Haselhuhn, welches in Hessen bereits erarbeitet wurde und derzeit modifiziert wird, auf alle Bundesländer mit Vorkommen erweitert und umgesetzt werden. Dieses Artenhilfsprogramm könnte bundeslandübergreifend als wesentliche Grundlage für die Erhaltungsbemühungen dienen.

3.4 Kommunikation und Umweltbildung

Die Existenz einer vom Aussterben bedrohten Unterart des paläarktisch weit verbreiteten Haselhuhns ist selbst in Fachkreisen weitgehend unbekannt (siehe SCHREIBER in diesem Band). Erst in den letzten Jahren gibt es dazu Publikationen (s. HERKENRATH *et al.* 2017, PFEFFER 2017, SCHREIBER *et al.* 2015) und Seminare sowie Tagungen. Der Aufklärung von Fachöffentlichkeit, Behörden, Waldbesitzern, Forstleuten und Fachverbänden aus Vogelkunde und Naturschutz kommt daher eine wichtige Rolle zu. Die Information der Öffentlichkeit über die Art stellt in den genannten Maßnahmenplänen für die Vogelschutzgebiete mit Haselhuhn vorkommen einen wichtigen Baustein zur Umsetzung von Managementzielen dar. Auch ein Erhaltungszuchtpogramm könnte bei achtsamer Umsetzung der Information der Öffentlichkeit dienen.

4 Schlussfolgerungen

Die Bestandssituation des Westlichen Haselhuhns ist gekennzeichnet durch stark zurückgehende Bestände, kleine, fragmentierte Populationen und ein deutlich geschrumpftes Verbreitungsgebiet. In den deutschen Bundesländern mit Vorkommen von *T. b. rhenana*, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland hat es in den letzten Jahrzehnten zwar eine Reihe von Initiativen gegeben, die sich auf den Schutz und die Entwicklung der Haselhuhnlebensräume, insbesondere auf Niederwaldstandorte in EU-Vogelschutzgebieten konzentrierten. Der Rückgang der Unterart konnte damit aber nicht aufgehalten werden. Es kommt nun darauf an, Klarheit über die Bestandssituation zu erlangen, die verbliebenen Populationen in ihrem Lebensraum zu erhalten und zu fördern und eine Wiederausbreitung der Populationen zu ermöglichen. Hierzu ist die Umsetzung der Maßnahmenpläne für die EU-Vogelschutzgebiete, die u.a. für das Haselhuhn ausgewiesen wurden, besonders wichtig. Wesentliche derartige Vogelschutzgebiete befinden sich u. a. im Siegerland/Westerwald und in der Eifel beidseits der Grenzen zwischen den Bundesländern Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz.

Eine Erhaltungszucht für *rhenana*-Haselhühner sollte dem Ziel der Erhaltung der Unterart *in situ* gelten und sich an den IUCN-Richtlinien für Wiederansiedlung und Translokation orientieren. Alle Aktivitäten für das *rhenana*-Haselhuhn sollten in einem bundeslandübergreifenden Artenhilfsprogramm gebündelt werden. Die in der letzten Zeit gestartete Fachöffentlichkeitsarbeit zur Aufklärung über die Situation des Westlichen Haselhuhns sollte fortgesetzt werden.

Dank

Wir danken unseren Kollegen GERD BAUSCHMANN und MICHAEL M. JÖBGES für ihre langjährige fachliche Unterstützung im Haselhuhnschutz.

Literatur

- EWERS, C., SCHMIDT, K. & J. WEISS. 2000. Das Pilotprojekt „Haselhuhn“ (*Bonasa bonasia*) im Siegerland. *Forst und Holz* **55**, 76–79.
- FELS, B., ABT, M., BECK, T., FREDE, M., GERTZ, M., SCHLABERG, D., SCHMIDT, K., WEISS, J. & E. WULF. 2015. Perspektive für Haselhuhn, Braunkehlchen & Co im Siegerland? *Natur in NRW* **4/15**, 18–22.
- GEOGRAF. 1992/93. *Studie zur Niederwaldwirtschaft im Saarland – Ein Einstieg in komplexe Formen innovativer Waldkultur*. Saarbrücken, Gutachten im Auftrag des Saarländischen Ministeriums für Wirtschaft.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M. & E. BEZZEL. 1973. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5, Galliformes und Gruiformes*. Frankfurt, Akademische Verlagsgesellschaft.
- HERKENRATH, P., BAUSCHMANN, G., JÖBGES, M. M. & J. WEISS. 2017. Das Westliche Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* – ein vom Aussterben bedrohtes Taxon in Deutschland. *Berichte zum Vogelschutz* **53/54**, 115–120.
- IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland, IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION.
- KORN, M., THORN, S. & G. BAUSCHMANN. 2010. *Artenhilfskonzept für das Haselhuhn (Tetrastes bonasia) in Hessen*. Linden, Gutachten der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. 42 S.
- MKULNV (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ des Landes Nordrhein-Westfalen). 2015. *Biodiversitätsstrategie NRW*. Düsseldorf.
- NOWAK, C., COCCRARO, B., HARMS, V., THORN, S. & G. BAUSCHMANN. 2012. *Genetische Abgrenzung des letzten sicheren hessischen Haselhuhnbestands (Bonasa bonasia rhenana) in den Haubergen*. Gelnhausen, Gutachten der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. 17 S.
- PFEFFER, J.-J. 2017. La sous-espèce *rhenana* de la Gélinotte des bois *Bonasa bonasia*: un taxon en voie de disparition. *Aves* **54/2**, 59–72.
- RIEPL, M., FELS, B., HERKENRATH, P. & M. JÖBGES. 2017. Ein heimliches Juwel vor dem Aussterben. Tagung der Vogelschutzwarte nimmt Schutzbedürftigkeit des Haselhuhns ins Visier. *Natur in NRW* **1/2017**, 20–22.
- SCHREIBER, A., WIELAND, F. & W. WEITZ. 2015. Westliches Haselhuhn, *Bonasa bonasia rhenana* – eine dringliche Verantwortungsart für Rheinland-Pfalz. *POLLICHI-A-Kurier* **31(2)**, 37–43.

Sauver la Gelinotte des bois de l'Ouest *Tetrastes bonasia rhenana* : Actions prioritaires à conduire selon les BUREAUX DE CONSERVATION DES OISEAUX des états fédéraux de l'Ouest de l'Allemagne

Par PETER HERKENRATH et DAGMAR STIEFEL

L'aire de distribution de la sous-espèce *T. b. rhenana* de la Gelinotte de bois dans l'ouest de l'Allemagne couvre les états fédéraux de Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz et Saarland. De nos jours, la population subsistante est très fragmentée, ses effectifs mal connus mais sans aucun doute en sévère déclin. Dans le cadre des plans d'actions et des programmes de conservation nationaux, diverses actions ont été mises en place ces dernières années, en particulier dans les zones de protection spéciales (SPA). L'objectif principal étant de maintenir et de développer la gestion en taillis. Ces actions engagent les agences officielles de conservation, les gestionnaires forestiers ainsi que les propriétaires fonciers et les bénévoles des associations ornithologiques.

Les BUREAUX DE CONSERVATION DES OISEAUX des quatre états fédéraux concernés ont identifié quatre zones d'actions prioritaires pour sauver cette sous-espèce :

Premièrement, tout devrait être fait sur le terrain pour sauver les derniers noyaux de populations survivants. La coopération des services forestiers et des mesures financières incitatives devraient permettre de promouvoir la gestion en taillis et d'autres éléments clés de l'habitat dans les espaces forestiers prioritaires des SPA. La coopération entre les états fédéraux voisins de Nordrhein-Westfalen, Hessen et Rheinland-Pfalz s'avère très importante car plusieurs massifs prioritaires se trouvent à cheval entre ces différents états fédéraux.

En second lieu, toute mise en œuvre d'un élevage conservatoire devrait soutenir simultanément les efforts développés sur le terrain pour conserver les derniers noyaux sauvages, conserver son pool génétique et soutenir les études et actions d'information du public sur le statut précaire de cette sous-espèce. L'élevage en captivité devrait impérativement suivre les recommandations de l'IUCN concernant les élevages conservatoires et les réintroductions et, idéalement, s'inscrire dans un des programmes de l'EAZA : EEP ou ESB (voir la définition de ces termes dans l'article de BRUSLUND & DAMS du présent volume).

Troisièmement, le plan d'actions développé en Hessen pour *T. b. rhenana* devrait être élargi à l'ensemble des états fédéraux concernés.

Quatrièmement, les actions d'informations sur l'importance de conserver ce taxon au bord de l'extinction, devraient être largement développées en direction notamment, des autorités en charge de la protection de la nature, des forestiers, des associations naturalistes, des propriétaires, mais aussi plus largement du grand public.

13

Schlussfolgerungen der Tagung – Protokoll der Abschlussdiskussion und der Resolutionen

zusammengestellt von PETER HERKENRATH – VOGELSCHUTZWARTE NORDRHEIN-WESTFALEN,
Recklinghausen

und befürwortet von den Organisatoren der Tagung

Die Abschlussdiskussion des Symposiums am 3.12.2017 behandelte vier Themen zum Problemkreis „Erhaltungszucht als Baustein eines Artenhilfsprogramms für das Westliche Haselhuhn“. Vor deren nachstehender Zusammenfassung sei betont, dass weitere Aspekte des Schutzes des Westlichen Haselhuhns nur am Rande Gegenstand dieser Tagung oder der Diskussion waren, etwa Schutzmaßnahmen im Freiland oder die Frage nach der notwendigen Validierung gemeldeter Nachweise dieser schwierig zu kartierenden Art. Dennoch sind natürlich verlässliche und stimmige Nachweisdaten relevant, um Gründerindividuen (oder Gelege) zum Einrichten eines Zuchtprogramms zu finden.

Thema 1: Einvernehmen über die Notwendigkeit einer Erhaltungszucht in weiteren Staaten mit Vorkommen des Westlichen Haselhuhns (nach dem bereits vorhandenen Konsensus in Deutschland)

In **Deutschland** stimmen die Vogelschutzwarten der vier betroffenen Bundesländer überein, dass die Erhaltungszucht ein Baustein in einem umfassenden Schutzkonzept für das Westliche Haselhuhn sein sollte. Die Thematik ist bereits mit den Umweltministerien dieser Länder erörtert worden.

Die betroffenen Organisationen (NGOs) in **Frankreich** sollten diese Frage unter sich erörtern. Zur Erleichterung einer Beschlussfassung wäre es hilfreich, wenn die deutschen Behörden (Umweltministerien) Frankreich um Unterstützung bei der Einrichtung einer Zuchtpopulation baten. Dieses Gesuch würde an die regionalen Behörden geleitet. Städte- oder Gebietspartnerschaften könnten vielleicht ebenfalls Hilfe beitragen. Der prekäre Status der Unterart sollte in einer Publikation in einer begutachteten Fachzeitschrift dargelegt werden. Die VOGELSCHUTZWARTE NORDRHEIN-WESTFALEN plant eine solche wissenschaftliche Publikation mit Beiträgen aus allen Staaten mit Vorkommen der Unterart (PETER HERKENRATH bringt diese Arbeit voran). Zoologische Gärten könnten über ihre internationalen Verbindungen ebenfalls beitragen und Materialien zur Umweltbildung bereitstellen und Eingaben an Umweltministerien machen. Ein Aufsatz in den „Grouse News“ der IUCN wurde vorgeschlagen.

In **Luxemburg** und **Belgien** bestehen enge Kontakte des Naturschutzes zu den Behörden, und größere Probleme hinsichtlich der Befürwortung und Einrichtung einer Zucht werden nicht erwartet.

Betreff einer Zusammenstellung der relevanten Publikationen über die Taxonomie der Unterart verweist ARND SCHREIBER über seine Veröffentlichung, die im Tagungsband über das Haselhuhn-Symposium in Burbach vom November 2016 demnächst in der Zeitschrift *Charadrius* erscheinen soll.

Thema 2: Operationale Planung: Wer soll das Westliche Haselhuhn züchten?

Im einhohen Einvernehmen aller Teilnehmer der Tagung wäre ein Zuchtverbund von Zoologischen Gärten der EAZA (als Europäisches Zuchtbuch / Europäisches Erhaltungszuchtpogramm) und Privatzüchtern der WORLD PHEASANT ASSOCIATION (WPA) am geeignetsten. Die Gelder für ein Zuchtpogramm würden von den Zoos selbst beigesteuert, vorzugsweise ergänzt durch weitere, einzutreibende Geldmittel, einschließlich solcher aus öffentlicher Hand. Eine Steuerungsgruppe sollte dieses Vorhaben vorantreiben und einen Rahmen vorbereiten zur Gründung einer formalen Arbeitsgruppe (SIMON BRUSLUND und DAGMAR STIEFEL).

Angesichts der äußerst geringen Größe des Reliktbestands ist die Frage nach der Beschaffbarkeit von Eiern zur Begründung einer Haltung eine der Hauptschwierigkeiten.

- Aufgrund des unsicheren Status aller anderen möglichen Reliktbestände bleiben vor allem die französischen Vogesen als Bezugsquelle für Eier als Ausgangspunkt für die Erhaltungszucht (eingedenk der zu lösenden Probleme in Frankreich, siehe oben). Französische Diskutanten wandten ein, dass die politischen Hindernisse möglicherweise kurzfristig nicht zu beseitigen seien.
- Wo immer Gelege aufgesammelt werden, bleibt deren Identität als zur Unterart *T. b. rhenana* zu bestätigen.
- In den nächsten Monaten treffen sich die betroffenen Gruppen aus Frankreich und suchen den Kontakt zu den Behörden, eventuell mit Input aus den Nachbarstaaten²⁵.
- CHRISTIAN DIETZEN wird versuchen, in den kommenden ein bis zwei Jahren den Status von *T. b. rhenana* in Rheinland-Pfalz zu klären, um die Optionen der Gewinnung von Eiern in diesem Bundesland zu erkennen. Die Vogelschutzwarte und das zuständige Ministerium sowie MARKUS HANDSCHUH werden dabei involviert.
- Luxemburg wird ebenfalls den Status sowie die Bewertung von gemeldeten Sichtnachweisen klären (CLAUDINE FELTEN).
- Besonders dringlich ist die Klärung des möglichen Überlebens und des Status in den Ardennen.
- Gemeldete Nachweise der Unterart im Freiland sollten nach einem einheitlichen Verfahren bewertet werden; C. FELTEN wäre bereit, die Entwicklung eines solchen Standards zu begleiten.

²⁵ Ein erstes derartiges Treffen fand statt bei DREAL GRAND-EST (DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT) in Strasbourg am 23.1.2018. Anlässlich dieser Besprechung wurde den Behörden der Région Grand-Est der prekäre Status des Westlichen Haselhuhns verdeutlicht und die große Verantwortung Frankreichs zu seiner Rettung aufgezeigt.

Thema 3: Planung des technischen Ablaufs

Der Bedarf eines Artenhilfskonzepts für das Gesamtareal der Unterart wurde gesehen. H. JACKEN, N. HÖTTGES, S. BRUSLUND, F. BRANDES und M. HANDSCHUH sowie Kollegen aus Frankreich werden zusammen mit Erfahrungsträgern aus Züchterkreisen Leitlinien zur Pflege in Gefangenschaft und Zucht (Husbandry Guidelines) erarbeiten, die einen Beitrag zu einem späteren Arten-Aktionsplan bilden können.

- Erfahrene Züchter, welche Haselhühner seit langem mit Erfolg betreuen, sollten von Beginn an in dieses Teilprojekt einbezogen werden.
- JENS-OVE HECKEL wird die Information und Sensibilisierung der Öffentlichkeit vorantreiben²⁶.
- Die Steuerungs- bzw. Arbeitsgruppe von oben (Thema 2) würde in den technischen Ablauf einzubinden sein.

Thema 4: Organisatorische Planung

- Eine Arbeitsgruppe zu *T. b. rhenana* innerhalb der GROUSE WORKING GROUP der IUCN GALIFORMES SPECIALIST GROUP wurde zur Begleitung des Projektes vorgeschlagen (S. BRUSLUND).
- MARC MONTADERT bietet sich als Berater für Haselhuhn-Ökologie in Frankreich an; er will mit CHRISTOPHE KIMMEL (DREAL GRAND EST) klären, wer in Frankreich eine Koordinatorenfunktion übernehmen könnte.
- Für Belgien wird JEAN-YVES PAQUET diesen Aspekt voranbringen, für Luxemburg C. FELTEN und für Deutschland D. STIEFEL und P. HERKENRATH.
- S. BRUSLUND möchte alle Teilnehmer der Tagung in die ersten Mitteilungen einer zu schaffenden *rhenana*-Arbeitsgruppe im Umfeld der IUCN einbinden.

Discussion finale du colloque : Eléments de conclusions

Rédigés par PETER HERKENRATH, VOGELSCHUTZWARTE NORDRHEIN-WESTFALEN, et complétés par les organisateurs du colloque

La discussion finale s'est focalisée sur quatre grandes thématiques. Avant de les présenter, les participants reconnaissent que les mesures de la protection *in situ* et la question de la validité des données d'observations de Gelinotte ne devra pas trop développée dans cette discussion, le colloque s'intéressant tout particulièrement à la question de l'élevage en captivité. Toutefois, cette question du statut régional réel de la Gelinotte revêt une importance quand il s'agira de déterminer

²⁶ Im Auftrag des ZOO LANDAU IN DER PFALZ wurden bereits drei informative Infoposter über das Westliche Haselhuhn erstellt, die allen Interessenten frei verfügbar gemacht werden.

les lieux où les individus (ou les œufs) seront prélevés en vue de la constitution du premier stock de fondateurs destinés à l'élevage conservatoire.

Thème 1 : Consentement à la mise en place d'un élevage conservatoire dans les différents pays concernées (à la suite de l'accord déjà obtenu en Allemagne).

En **Allemagne**, les BUREAUX DE CONSERVATION DES OISEAUX des quatre états fédéraux concernés par *T. b. rhenana*, ont déjà donné leur accord pour la constitution d'un élevage conservatoire. Ce sujet a été discuté avec les ministères de l'environnement de ces quatre états fédéraux.

En **France**, les différentes associations de conservation de la nature impliquées dans ce dossier devront s'accorder entre elles pour donner un accord de principe. Pour une meilleure acceptabilité, il serait souhaitable qu'une demande officielle en ce sens soit formulée par les ministères de l'environnement des états fédéraux allemands auprès des autorités régionales françaises. Peut-être aussi qu'un partenariat entre certaines villes pourrait aider. Le fait que *T. b. rhenana* soit au bord de l'extinction devrait être mise en évidence dans une revue scientifique à comité de lecture. Le BUREAU DE CONSERVATION DES OISEAUX de Nordrhein-Westfalen propose de rédiger un tel article avec la contribution des autres acteurs régionaux (voir avec PETER HERKENRATH pour faire avancer cette proposition). Certains jardins zoologiques pourraient aider à travers leur partenariat international, pour réaliser des actions d'informations et demander un soutien aux ministères concernés. Un article dans la revue en ligne « Grouse news » de l'IUCN a été suggéré.

En **Belgique** et au **Luxembourg**, il existe de bons contacts avec les autorités environnementales. Aucun problème particulier n'est attendu.

Concernant une liste d'articles concernant le statut taxonomique de *T. b. rhenana*, ARND SCHREIBER va faire le point sur ses travaux sur la taxonomie. Ils ont pour l'essentiel, déjà présentés en novembre 2016 lors d'un colloque à Burbach (Allemagne) et devraient être publiés prochainement dans la revue Charadrius.

Thème 2 : Programmation opérationnelle – Qui pourrait prendre en charge l'élevage en captivité de la Gelinotte ?

L'ensemble des participants sont tombés d'accord pour reconnaître qu'une implication commune et coordonnée à la fois de zoos appartenant au réseau EAZA et d'éleveurs particuliers appartenant au WPA, serait souhaitable. Le financement pourrait venir des zoos EAZA et d'autres sources à identifier, notamment de fonds publics. Un groupe de pilotage s'en chargera en préparant le cadre pour la mise en place d'un groupe de travail plus officiel (S. BRUSLUND et DAGMAR STIEFEL).

Du fait de la quasi disparition de la Gelinotte des bois de l'Ouest dans une grande partie de son aire de distribution, la question du choix du (des) sites susceptibles de fournir des œufs pour commencer l'élevage est apparue prioritaire. Les points suivants ont été abordés :

- Compte-tenu du caractère relique de la plupart des populations, celle occupant le massif vosgien semble la plus à même de fournir des œufs. Toutefois, côté français, plusieurs parties-prenantes n'acceptent pas pour l'instant cette opération (notamment les associations de protection de la

nature). Les français présents au séminaire doutent même qu'il soit possible à court terme d'obtenir les autorisations nécessaires.

- Quoiqu'il en soit, il est important de vérifier le statut taxonomique des oiseaux fondateurs inclus dans un programme d'élevage.
- Au cours des prochains mois, les acteurs français du dossier, tenteront de se réunir et de continuer à faire avancer ce projet en informant tous les acteurs notamment ceux qui n'ont pas désirés participer au séminaire²⁷.
- CHRISTIAN DIETZEN essayera d'ici un ou deux ans de clarifier le statut de *T. b. rhenana* dans le 'land' de Rheinland-Pfalz et ainsi d'estimer s'il existe quelques possibilités de collecter une ponte dans cette région en impliquant le BUREAU DE CONSERVATION DES OISEAUX, le ministère et MARKUS HANDSCHUH.
- Le Luxembourg essaiera lui aussi de clarifier le statut de la Gelinotte sur son territoire (CLAU-DINE FELTEN).
- Le statut de la Gelinotte en Ardennes de part et d'autre de la frontière franco-belge, a besoin d'être réactualisé et clarifié.
- Le besoin d'une coordination internationale pour évaluer le statut de *T. b. rhenana* sur l'ensemble de son aire potentielle est exprimé. C. FELTEN se propose de prendre en charge cette coordination.

Thème 3 : Planification technique

Un plan d'actions transnational couvrant l'ensemble de l'aire potentielle est souhaitable sur le long terme. Aidant la mise en place d'un élevage conservatoire, H. JACKEN, N. HÖTTGES, S. BRUSLUND, F. BRANDES et M. HANDSCHUH ainsi que des collègues français travailleront avec des éleveurs pour rédiger un guide de bonnes pratiques de l'élevage conservatoire. Ce document constituerait un point de départ pour ce plan d'actions.

- Des éleveurs expérimentés devraient être mobilisés pour initier les premiers élevages.
- JENS-OVE HECKEL est d'accord pour prendre en charge les aspects d'informations et de communications²⁸.
- Le comité de pilotage du thème 2 (mise en place de l'élevage) devra être impliqué dans cette planification.

Thème 4 : Organisation générale

- Un groupe de travail *T. b. rhenana* sous l'égide du GROUPE DE TRAVAIL TETRAONIDES de l'IUCN, couvrant tous les aspects du projet d'élevage est suggéré (S. BRUSLUND pour la mise en œuvre).

²⁷ Une telle réunion a eu lieu à la DREAL GRAND-EST (DIRECTION REGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMENAGEMENT ET DU LOGEMENT) à Strasbourg le 23 Janvier 2018. Pendant cette réunion, le statut de *T. b. rhenana* a été discuté avec les autorités de la DREAL, et la forte responsabilité de la France pour la conservation de cette sous-espèce a été soulignée.

²⁸ Le ZOO DE LANDAU IN DER PFALZ a déjà produit, avec l'aide de quelques spécialistes de l'espèce, trois affiches d'information sur la Gelinotte des bois de l'Ouest. Ces affiches sont libres de droit et à disposition de quiconque désirer informer sur cet oiseau.

- MARC MONTADERT informera des aspects liés à l'écologie de l'espèce et avec C. KIMMEL (DREAL GRAND EST) clarifiera qui peut coordonner le projet côté français.
- Le dossier sera porté par JEAN-YVES PAQUET pour la Belgique, C. FELTEN pour le Luxembourg et D. STIEFEL et P. HERKENRATH pour l'Allemagne.
- S. BRUSLUND offre d'inclure tous les participants à ce colloque dans les premières communications qui seront issues de ce groupe de travail rhenan de l'IUCN.

Kontakt zu den Autoren / Contact des auteurs

Mikis Bastian

Ökologischer Dienst Naturpark Mëllerdall
8 rue de l'Auberge
L-6315 Beaufort, Luxemburg
mikis.bastian@naturpark-mellerdall.lu

Simon Bruslund

Zoo Heidelberg
Tiergartenstraße 3
D-69120 Heidelberg, Deutschland
Simon.Bruslund@Heidelberg.de

Dr. Christian Dietzen

Friedhofstraße 10
D-55440 Daun, Deutschland
christian-dietzen@t-online.de

Claudine Felten

Natur & Èmwelt
5, route de Luxembourg
L-1899 Kockelscheuer, Luxemburg
c.felten@naturemwelt.lu

Alain Hennache

91 route de la vallée
F-76890 Saint Victor l'Abbaye,
France
alain.hennache@wanadoo.fr

Heiner Jacken

Maarstraße 61
D-41238 Mönchengladbach, Deutschland
heiner-jacken@gmx.de

Marc Montadert

Office National de la Chasse et de la Faune
Sauvage
90 Impasse les Daudes
F-74320 Sevrier, France
marc.montadert@oncfs.gouv.fr

Dr. Florian Brandes

Wildtier- und Artenschutzstation
Hohe Warte 1,
D-31553 Sachsenhagen, Deutschland
florian.brandes@wildtierstation.de

Jan Dams

Koninklijke Maatschappij voor Dierkunde
Antwerpen
Koningin Astridplein 20–26
B-2018 Antwerpen, Belgien
jan.dams@kmda.org

Christian Dronneau

8 rue d'Upsal
F-67000 Strasbourg, France
c.dronneau@orange.fr

Markus Handschuh

Autunstraße 1
D-55218 Ingelheim am Rhein,
Deutschland
markus.handschuh@gmx.de

Peter Herkenrath

Vogelschutzwarte im Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-
Westfalen
Leibnizstraße 10
D-45659 Recklinghausen, Deutschland
peter.herkenrath@lanuv.nrw.de

Dr. Siegfried Klaus

Lindenhöhe 5
D-07749 Jena, Deutschland
siegi.klaus@gmx.de

Christian Nappée

Lieu-dit Le Montet
F-48000 Saint Etienne du Valdonnez, France
christian.nappee@wanadoo.fr

Jean-Yves Paquet

NATAGORA, Département Études
Traverse des Muses, 1
B-5000 Namur, Belgique
jean-yves.paquet@natagora.be

Philippe Ryelandt

Rue des Déportés 50
B-6120 Jamioulx, Belgique
p.ryelandt@belgacom.net

PD Dr. Arnd Schreiber

Greifstraße 9/10
D-69123 Heidelberg, Deutschland
arnd.schreiber@web.de

Dagmar Stiefel

Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen,
Rheinland-Pfalz und Saarland
Institut für angewandte Vogelkunde
Steinauer Straße 44
D-60386 Frankfurt am Main, Deutschland
d.stiefel@vswffm.de



Das PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE – POLLICHIJA-Museum in der 1408 erstmals urkundlich erwähnten Herzogmühle im Bad Dürkheimer Stadtteil Grethen.

PFALZMUSEUM – Muséum d’Histoire Naturelle du Palatinat à Bad Dürkheim. Le Musée est géré par l’association POLLICHIJA, et situé dans l’ancien moulin Herzogenmühle, dont l’existence est documentée pour la première fois en 1408.

(Foto/photo: PFALZMUSEUM FÜR NATURKUNDE)



Die westliche Unterart des Haselhuhns steht unmittelbar vor dem weltweiten Aussterben. Sie gehört es zu den unbekanntesten und rätselhaftesten Wildtieren unserer Heimat. Basierend auf den Vorträgen eines Symposiums zur Rettung dieses Vogels in letzter Minute stellt dieser Band die zerstreuten Kenntnisse zur Biologie, Systematik, dem Status und den Erhaltungschancen des versteckt lebenden Tieres zusammen. Ein möglicher Rettungsweg über eine wissenschaftlich koordinierte Erhaltungszucht wird aufgezeigt.

La sous-espèce *T. b. rhenana* de la Gelinotte des bois est l'unique taxon de l'avi-faune centre-européenne qui est menacé de disparition à brève échéance. Grâce aux informations obtenues lors d'un symposium, le présent ouvrage offre une synthèse des rares données disponibles sur la biologie et le statut de cet oiseau méconnu. Il propose comme moyen de dernier recours, la mise en place d'un élevage conservatoire pour éviter son extinction définitive.