

Wald und Huftiere, Artenschutz und Karnivore

Zum vermeintlichen „Wald-Wild-Konflikt“ und der Idee, wilde Tiere zu „managen“.

Inhalt	Seite
Vorwort	3
Rehe sind Paarhufer, Wölfe Karnivore	4
Neue Arten in Deutschland	4
Neue Huftierarten	
Neue Nagetierarten	
Neue Karnivoren-Arten	
Neue Vogelarten	
Spezialfall Kormoran	
Die ursprünglich heimische Großtierfauna Mitteleuropas	12
Was verbirgt sich hinter „Wildtiermanagement“?	12
Faktoren für die Entwicklung von Huftierbeständen	13
Faktor „Direkte Erhöhung der Nahrungsverfügbarkeit“	
Faktor „Indirekte Erhöhung der Nahrungsverfügbarkeit“	
Faktor „Landschaftszerschneidung“	
Faktor „Flächenverbrauch“	
Faktor „Interspezifische Konkurrenz“	
Faktor „Forstwirtschaft“	
Faktor „Jagd“	
Jagd, Huftiere und Biodiversität	19
Regulieren Wölfe Huftiere?	20
Wer muss eigentlich ersetzt werden?	
Beute-Beutegreifer-Beziehungen	
Untersuchungen aus Deutschland	
Yellowstone Nationalpark	
Nordamerika, Europa, Bayrischer Wald	
Ergebnis: Huftiere regulieren Wölfe!	
Gefährden einheimische Beutegreifer ihre Beute?	22
Populationsentwicklung kleiner und mittelgroßer Karnivore	
Populationsökologie von kleinen und mittelgroßen Karnivoren	
Welche Rolle spielen Rabenvögel?	
Sind Gebiete ohne Jagd respektive „Wildtiermanagement“ vogelfrei?	
Gefährdungsursachen für Bodenbrüter der Feldflur	
Beispiele zum Schutz von Wasservogelarten	
Wiesenvogelschutzgebiete NRW	
Was ist eigentlich Wald?	30
Der Anbau ist ein Biodiversitätsproblem	
Forste können Huftiere zu „Problemtieren“ machen	
Was hat Bauen mit Wald zu tun?	
Das Missverständnis mit der potenziell natürlichen Vegetation...	
...und dem „Entmischen“ außerhalb von Weisergattern	
Wie sieht es in echten Naturwäldern aus?	
Wesentliche Ergebnisse in Kurzform	33
Quellen und Literatur	35

Vorwort

Spätestens seit Horst Sterns „Bemerkungen über den Rothirsch“ zu Weihnachten 1971 ist das Verhältnis der Deutschen zu Huftieren eher ambivalent: die Jungtiere werden mittels Drohnenauflärung vor dem Tod durch Mähfahrzeuge gerettet, die ausgewachsenen Tiere zu hunderttausenden als „Waldschädlinge“ abgeschossen. Dabei hatte der Journalist und spätere BUND-Mitbegründer bereits damals weniger die Tierart als vielmehr die „Holzfabriken“ sowie die „Haustierwerdung“ des Rothirsches aufgrund der Trophäenjagd „elitärer Kreise“ ins Visier genommen.

Unter dem Eindruck der Dürresommer seit 2018, dem damit verbundenen Zusammenbruch von Forsten und dem Wunsch nach Walderneuerung gerieten Rothirsch und Reh erneut verstärkt ins Fadenkreuz, selbst von Naturschutzverbänden. Von einer Gefährdung des Waldes und damit des Klimaschutzes war die Rede, davon, dass angesichts „überhöhter Wildbestände“ junge Bäume auf der Strecke blieben und Jäger mehr jagen müssten.

Was bei den Huftieren das „Wildtiermanagement“ ist, ist bei den so genannten „Raubsäugern“ das „Prädationsmanagement“. Nur Euphemismus für Jagd, das Eingeständnis einer gescheiterten hauptamtlichen Naturschutzpraxis oder notwendig, um bestimmte Arten zu bewahren?

Auch die Frage, ob eine Tierart „hier hin gehört“ und welche Schlüsse daraus zu ziehen sind, bewegt die Gemüter immer wieder aufs Neue. Die Antwort ist oft durch Halbwissen geprägt oder offenbart einen mangelhaften Forschungsstand.

Mit dem vorliegenden Hintergrund beleuchten wir die Sachlage auf naturwissenschaftlicher Basis: Was sind die Fakten, was aber ist aus bestimmten Motiven heraus konstruiert? Was ist Ursache und was ist Symptom? Muss ich den gefährdeten Iltis bekämpfen, um den stark gefährdeten Kiebitz zu retten? Kann und muss der Jäger wirklich den Wolf ersetzen, weil ansonsten zu viele Hirsche den Wald auffressen? Und was ist überhaupt ein Wald?

Die Antworten auf diese und einige weitere Fragen, insbesondere begründete Lösungsansätze rund um diesen Themenkomplex haben wir zusammengetragen und hoffen, damit einen Beitrag zu der dringend notwendigen Versachlichung der Debatte zu leisten.

Rehe sind Paarhufer, Wölfe Karnivore

„Rehwild“, „Schwarzwild“ oder „Schalenwild“ sind Bezeichnungen aus der Jägersprache, die teilweise auch Eingang in die Umgangssprache gefunden haben. Gerade der Begriff „Wild“ wird landläufig v.a. als Synonym für verschiedene Paarhuferarten verwandt (Bsp. „Wald-Wild-Konflikt“). Tatsächlich handelt es sich dabei um einen Sammelbegriff für alle Arten, die dem Jagdrecht unterliegen – zu welchen nicht nur Huftier-, sondern bspw. auch Hunde- oder Vogelarten zählen können. Auch um Missverständnisse zu vermeiden ist es also durchaus zielführend, nur die naturwissenschaftlichen Bezeichnungen zu verwenden.

Am Beispiel des Rehs haben wir die aktuell gültige Systematik auszugsweise dargestellt:

Klasse: Säugetiere (Mammalia)
Ordnung: Paarhufer (Artiodactyla)
Familie: Hirsche (Cervidae)
Gattung: Rehe (Capreolus)
Art: Reh (Capreolus capreolus)

In Mitteleuropa kamen bis zu ihrer Ausrottung durch den Menschen nicht nur verschiedene Paarhufer (Hirsche, Ziegen, Rinder, Schweine), sondern auch Unpaarhufer (Pferde) vor. Wir nutzen zur Vereinfachung für diese beiden Säugetierordnungen die Sammelbezeichnung „Huf-

tiere“ (Ungulata), auch wenn es sich dabei nach Ansicht mehrerer Autoren von molekulargenetischen Untersuchungen nicht mehr um einen Überbegriff im taxonomischen Sinne handeln sollte. Wir folgen insofern der Roten Liste der Säugetiere Deutschlands (MEINIG et al. 2020).

Die Säugetierordnung, welcher u.a. Hunde, Katzen, Bären und Marder angehören, wird auch im wissenschaftlichen Deutsch heute vielfach noch „Raubtiere“ genannt. Dieser Begriff hat seinen Ursprung im Jagdjargon („Raubzeug“, später auch „Raubwild“). Der wissenschaftliche Ordnungsname lautet aber „Carnivora“, übersetzt „Fleischfresser“. Und davon, Beutegreifern per sé „Raub“ zu unterstellen, waren wir eigentlich bereits im Laufe des vergangenen Jahrhunderts abgekommen. Daher wird auch im wissenschaftlichen Deutsch vermehrt der Begriff „Karnivore“ eingesetzt, den wir gerne übernehmen.

Auszug aus der Systematik des Wolfs:

Klasse: Säugetiere (Mammalia)
Ordnung: Karnivore (Carnivora)
Familie: Hunde (Canidae)
Gattung: Wolfs- und Schakalartige (Canis)
Art: Wolf (Canis lupus)

Neue Arten in Deutschland

„Neobiota“ sind „neue Lebewesen“, welche nach Entdeckung der „neuen Welt“ (Amerika) unter menschlicher Einflussnahme bei uns aufgetreten und insofern gebietsfremd (allochthon) sind.

Arten, die vor 1492 direkt oder indirekt durch den Menschen zu uns gelangt sind und sich etabliert hatten, nennt man „Archäobiota“.

Einheimische oder indigene Arten nennt man auch „autochthon“.

Arten, die im Zuge einer selbstständigen Besiedlung oder Wiederbesiedlung eingewandert sind, werden als „neu-

einheimisch“ bezeichnet und zählen nicht zu den Neobiota (MEINIG et al. 2020).

Naturschutzfachlich betrachtet ist eine neobiotische Art erst dann als problematisch einzuordnen, wenn es naturwissenschaftliche Belege dafür gibt, dass diese Art bzw. ihre Bestandsentwicklung die gebietsheimische biologische Vielfalt gefährdet, es sich also um eine invasive Art handelt.

Die Bekämpfung invasiver Arten ist aus Sicht des BUND besonders dann sinnvoll, wenn

a) mehr oder minder kleinflächige Restvorkommen

- bedrohter Arten in Gefahr sind,
- b) in einzelnen Kulturlandschaften historische Authentizität angestrebt wird,
- c) die invasive Art eine gebietsfremde Schwesterart in Konkurrenz zu einer einheimischen Art darstellt (insbesondere wenn die Gefahr von Hybridisierung besteht), oder
- d) es sich um Zuchtformen oder gentechnisch veränderte Organismen handelt (BUND 2015).

Neue Huftierarten

In Deutschland gibt es drei etablierte neobiotische Huftierarten: Sikahirsch (*Cervus nippon*), Damhirsch (*Dama dama*) und Mufflon (*Ovis orientalis*). Sie waren meist zu jagdlichen Zwecken eingeführt worden, gelten nicht als einheimisch (Meinig et al. 2020). Von verschiedenen Seiten wird bisweilen gefordert, diese Tierarten aus der Landschaft zu entnehmen. Daher lohnt sich ein genauere Blick auf die Sachlage.

Mit dem **Sikahirsch** wird lediglich eine Paarhuferart (ursprüngliches Verbreitungsgebiet Ostasien, Einfuhrvektor: Tierpark, Jagd) durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) als invasive Art gelistet. Hier wird dieser als „potenziell invasive Art“ auf der „Handlungsliste“ geführt. Hintergrund ist eine belegte Hybridisierung mit dem Rothirsch und fertilen Nachkommen (im Arnsberger Wald, NRW). Damit läge laut BfN eine begründete Annahme vor, dass der Sikahirsch die Rothirschpopulation gefährde. Gleichzeitig gäbe es „Wissenslücken und Forschungsbedarf“. In der „Naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung“ heißt es: „Die negativen Auswirkungen sind auf Grund ungenügenden Wissensstands derzeit nicht endgültig zu beurteilen, aber ausreichend, um Maßnahmen zu begründen“ (NEHRING et al. 2015).

„Die Bestände enthalten Haplotypen, die im natürlichen Verbreitungsgebiet bereits ausgerottet oder ausgestorben sind und stellen damit mögliche Spenderpopulationen dar“ (MEINIG et al. 2020).

Der **Europäische Mufflon** stellt nach aktuellem Kenntnisstand eine von verwilderten Hausschafen abstammende Form Sardinien und Korsikas dar (BUNZEL-DRÜKE 2008). Diese wurde durch den Menschen seit dem 16. Jahrhundert zu Jagdzwecken auch in Mitteleuropa angesiedelt (PETRAK 2021). Aus dem Holozän und damit

der jetzigen Warmzeit (seit ca. 11.700 Jahren) sind keine Wildschafe aus Europa belegt (BUNZEL-DRÜKE 2008).

Die Art ist an trockene und felsige Lebensräume angepasst. Außerhalb solcher Habitats haben Mufflons mit Hufkrankheiten zu kämpfen und sind aufgrund ihrer artspezifischen Abwehrstrategie (kurze Flucht auf Fels-erhebungen) dem Wolf vollständig unterlegen (KÖRNER 2019).

Der **Damhirsch** war u.a. in der letzten Warmzeit in Mitteleuropa verbreitet, sein Verbreitungsgebiet wurde durch die folgende Kaltzeit aber auf Bereiche im Südosten (Balkan bis Persischer Golf) reduziert. Anders als in den vorherigen Warmzeiten breitete er sich nicht selbst wieder nach Mitteleuropa aus, sondern wurde in der Antike durch den Menschen zuerst im westlichen Mittelmeergebiet wieder angesiedelt (BUNZEL-DRÜKE 2008). Es spricht also einiges dafür, dass der Damhirsch durch den Menschen an einer natürlichen Wiederausbreitung gehindert worden war und unter menschlich unbeeinflussten Bedingungen heute ein autochthones Faunenelement wäre. Das muss (für immer) hypothetisch bleiben, erklärt aber, warum sich die Art problemlos etablieren konnte.

Das ursprüngliche Restvorkommen ist mit einem kleinen Bestand von rund 200 Individuen akut gefährdet (PETRAK 2020).

Fazit

Nach naturwissenschaftlicher Betrachtung wäre der Sikahirsch die einzige Huftierart, für welche eine Entnahme u.U. begründet werden könnte und grundsätzlich auch umsetzbar erscheint. Aktuell reicht hierfür der Wissensstand nicht aus und ist erst die mögliche Eignung als Spenderpopulation abzu prüfen.

Neue Nagetierarten

Mit Bisam und Nutria stehen zwei amerikanische, inzwischen etablierte Nagetierarten aus ähnlichen Gründen besonders im Fokus.

Einfuhrvektoren sind bei beiden Arten Tierparks und Pelztierzucht, beim Bisam zusätzlich Jagd. Negativen ökonomischen Auswirkungen (Fraßschäden in der Landwirtschaft, Destabilisierung von Uferbefestigungen

durch Grabtätigkeit) stünden auch positive (Pelzhandel) gegenüber (NEHRING et al. 2015).

Beide sind in der „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung der EU“ (EU-VO Nr. 1143/2014) aufgeführt (MEINIG et al. 2020), beide Arten befinden sich als invasive Arten auf der deutschen Managementliste (NEHRING et al. 2015).

Sie unterliegen nicht dem Jagdrecht. In NRW erlaubt ein Erlass aus 2008, dass Bisam und Nutria im Rahmen der Jagdausübung durch Abschuss getötet werden dürfen (STEMMER 2017).

In Großbritannien ist der Nutria in den 1980er Jahren erfolgreich ausgerottet worden (NEHRING et al. 2015).

In den Niederlanden werden beide Arten intensiv und mit hohem finanziellen Aufwand bekämpft. Hintergrund ist der besondere Bedarf aufgrund der Lage nahe oder unter Normalnull und der Abhängigkeit von Hochwasserschutzanlagen. Nutrias wurden hier komplett an die Landesgrenzen zurückgedrängt, die Bisampopulation gilt als „unter Kontrolle“. Eine Voraussetzung war, dass ab 1992 ausschließlich professionelle Fänger eingesetzt wurden. Die Kosten für die Bisambekämpfung betragen im Jahr 2018 landesweit 33,3 Mio. EUR, für die Nutriabekämpfung 1,2 Mio. EUR (MOERKENS & BOS 2018).

Es bestehen Hinweise, dass der Nutria den Bisam verdrängen kann (STEMMER 2017).

Der **Nutria** oder **Sumpfbiber** (*Myocastor coypus*) stammt aus Südamerika. Im Jahre 1933 sind Tiere in Eckernförde (Schleswig-Holstein) aus Pelzfarmen entkommen, in Frankreich bereits Ende des 19. Jahrhunderts. Die Art ist mittlerweile in Deutschland weit verbreitet (NEHRING et al. 2015).

Hohe Abundanzen führten zum Rückgang gefährdeter und geschützter Wasserpflanzenarten. Es besteht ferner die begründete Annahme, dass der Nutria negative ökosystemare Auswirkungen (Veränderung der Hydrologie, Reduzierung der Lebensraumstruktur) entfaltet (NEHRING et al. 2015).

Die Art wurde für den Rückgang des prioritären FFH-Lebensraumtyps 7210 „Schneiden-Kalksumpf“ in den FFH-Gebieten „Issumer Fleuth“ (Kreis Kleve/NRW) und „Krickenbecker Seen“ (Kreis Viersen/NRW) verantwortlich gemacht (MICHELS 2008).

Als Ursache für den Rückgang der Rohrkolben-Röhrichte

und nachfolgend für eine Verringerung der biologischen Vielfalt insgesamt im FFH-Gebiet „NSG Bienener Altrhein, Millinger Meer und Hurler Meer und NSG Empeler Meer“ (Niederrhein/NRW) konnte der Fraß durch Nutria eindeutig nachgewiesen werden (VOSSMEYER et al. 2021).

Im Kurpark von Bad Sassendorf (NRW) konnte dokumentiert werden, dass der Nutria das Vorkommen der Großen Teichmuschel (*Anodonta cygnea*) dezimiert hat (STEMMER 2017).

Die Jagdstrecke in NRW umfasste im Jagdjahr 2019/20 25.236 Tiere, 7.846 Tiere mehr als im Vorjahr (inkl. Fallwild, MULNV 2020).

Die Jagdausübung und die Reduktion durch amtlich zugelassene Bisam- und Nutriafänger reichte nicht aus, um die stark wachsenden Nutriabestände wirksam zu reduzieren, weil diese eher zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung als zu einer effektiven Reduzierung der Population führen (VOSSMEYER et al. 2021).

Für das Gebiet des LIFE-Projekts „Reeds for Life – Lebendige Röhrichte“ (NSG Bienener Altrhein, Millinger Meer und Hurler Meer und NSG Empeler Meer) wurde auf Grundlage der EU-Verordnung 1143/2014 ein Managementplan für etablierte Arten (lokale Kontrolle und Eindämmung) beantragt, genehmigt und umgesetzt. Die Nutrias werden mithilfe spezieller tierschutzgerechter Lebendfallen aus blickdichten Kunststoffplatten, teilweise auf Flößen montiert, gefangen, die mit Fallenmeldern ausgestattet sind. Die Tiere werden dann vor Ort mittels Kurzwaffe getötet. Dazu wurde ein Berufsjäger angestellt. Mittlerweile ist das Kerngebiet nahezu frei von Nutrias. Dieses Management, gekoppelt mit fraßgeschützten Initialpflanzungen, hat zu einer Wiederausbreitung von Röhrichten geführt (VOSSMEYER et al. 2021).

Der **Bisam** (*Ondatra zibethicus*) stammt aus Nordamerika. Nach der Freisetzung 1905 in der Nähe von Prag erfolgte die eigenständige Ausbreitung. 1914 wurde der Bisam erstmals in Deutschland festgestellt. Mittlerweile ist die Art in Deutschland weit verbreitet (NEHRING et al. 2015).

Negative ökosystemare Auswirkungen des Bisams sind nicht bekannt. Wasser- und Uferpflanzen sowie Muschelbestände könnten lokal vernichtet werden (NEHRING et al. 2015).

Insbesondere in den nahrungsarmen Wintermonaten

frisst der Bisam gern Muscheln und Flusskrebse. In der Our, einem deutsch-belgischen Grenzfluss, wurde im Winter 2006 annähernd die Hälfte des dortigen Bestands der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) von Bisamen gefressen. Generell wird der Lebenszyklus der Großmuscheln durch Gewässerverschmutzung stark beeinträchtigt, sodass auch hier von Überlagerung verschiedener Gefährdungsursachen auszugehen ist (MICHELS 2008).

Bei Lippstadt (NRW) konnte die Dezimierung der Bachmuschel (*Unio crassus*) durch den Bisam dokumentiert werden (STEMMER 2017).

In § 4 Abs. 2 Bundesartenschutzverordnung wird die Bekämpfung des Bisams mit Fallen zur Vermeidung ökonomischer Schäden eingeräumt (BMJV 2021).

In NRW wurden im Jagdjahr 2019/20 etwa 4.000 durch Jäger getötete Bisame gemeldet. Im Vorjahr waren es ähnlich viele (MULNV 2020).

Fazit

Eingriffe in Populationen sind über § 45 Abs. 7 BNatSchG bzw. die EU-Verordnung 1143/2014 genehmigungsfähig, falls dies naturwissenschaftlich begründet und naturschutzfachlich vertreten werden kann. Die Erfahrung zeigt, dass es zumindest hinsichtlich des Nutrias begründete Einzelfälle geben kann und solche Eingriffe unter der Voraussetzung eines hohen professionellen Aufwands erfolgreich sein können.

Jagdliche Eingriffe sollten vermieden werden, da sie keine Effektivität aufweisen, diese im Vergleich zum Lebendfalleneinsatz mit Fallenmelder nicht ausreichend tierschutzgerecht sind und bei Abschüssen die Verwechslungsgefahr mit dem Biber hoch ist.

U.a. angesichts des enormen Aufwands ist es wesentlich, die naturwissenschaftliche Forschung zu verbessern und Alternativen zur „mechanischen Bekämpfung“ zu entwickeln. Einer der Forschungsgegenstände sollte eine mögliche interspezifische Konkurrenz zwischen Bisam, Nutria und Biber sein. Die Wiedereinwanderung des einheimischen Bibers könnte möglicherweise Auswirkungen auf die beiden anderen Nagetierarten haben.

Neue Karnivoren-Arten

Der **Waschbär** (*Procyon lotor*) ist eine Kleinbärenart aus Nordamerika, die für Tierparks und wegen Pelztierhaltung eingeführt worden war. Zwischen 1927 und 1934 gelangten einzelne Tiere in die Freiheit und bildeten offenbar den Grundstock sich bis heute ausbreitender Populationen. Die Art gilt heute als etabliert (NEHRING et al. 2015).

Mit Inkrafttreten einer EU-Durchführungsverordnung aus 2016 befindet sich der Waschbär auf der „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung“ (EU 2016).

Er wird durch das BfN als invasive Art auf der Managementliste geführt. Hintergründe der Einstufung sind offenbar v.a. Publikationen über negative Auswirkungen auf hochgradig gefährdete Reptilien- (u.a. Europäische Sumpfschildkröte) und Amphibienarten (Gelbbauchunke). Hinzu kommt ein angeblich expansiver Ausbreitungsverlauf (der allerdings nur mit Jagdstrecken und damit nicht naturwissenschaftlich unterlegt ist). Als Maßnahme wird die Entnahme aus der Natur im Zuge der Bejagung genannt, wobei gleichzeitig auf die bisher fehlende Wirksamkeit dieser Maßnahme hingewiesen wird (NEHRING et al. 2015).

Nach Angaben des Deutschen Jagdverbands belief sich die Jagdstrecke im Jagdjahr 2019/20 deutschlandweit auf 202.293 Waschbären. Das bedeutete im Vergleich zum Vorjahr einen Anstieg um 21,46 % (DJV 2021).

Im Harz und seinem nördlichen Vorland konnten massive Verluste von Gelegen, Jung- und Altvögeln durch den Waschbär bei einzelnen Höhlenbrüterarten in Nistkastenrevieren festgestellt werden. Anders als andere Beutegreifer stellten Waschbären die Verfügbarkeit u.a. dadurch her, dass sie die Nistkästen gezielt verdrehten. Bei Greifvögeln, insbesondere beim Rotmilan, bestünden Anhaltspunkte für negative Auswirkungen durch Prädation und Konkurrenz um Horste (TOLKMITT 2012).

Bei einem Langzeit-Versuch der Staatlichen Vogelschutzwarte Steckby in Sachsen-Anhalt konnte der Waschbär als Beutegreifer von Nistkastenpopulationen belegt werden. Über den gesamten Zeitraum hätte ein deutlicher, aber nicht signifikant negativer Zusammenhang zwischen der Prädationsrate und dem Brutbestand im Folgejahr bestanden. Die Autoren weisen u.a. darauf hin, dass Nistkästen so „prädatorensicher“ gemacht werden sollten, dass sie nicht zur „ökologischen Falle“ werden (SCHWAB 2018).

Auf Grundlage analysierter Kotproben konnten für den Müritz-Nationalpark keine auffällig hohen Prädationsraten seltener bzw. geschützter Arten festgestellt werden. Unter den prädierten Vogelarten befand sich keine der Roten Liste Deutschlands (MICHLER 2020).

Anerkannte Waschbärexperten wie der Zoologe Frank-Uwe Michler halten die Einstufung als invasives Neozoon im Sinne der Biodiversitätskonvention von Rio für nicht gerechtfertigt, da hierfür die fachlichen Voraussetzungen nicht erfüllt seien. U.a. stellten negative Auswirkungen auf die Tierwelt bislang Einzelfälle und damit keine besonders negativen Auswirkungen auf den Naturhaushalt dar.

Die Entnahme im Rahmen der üblichen Jagdausübung sei kontraproduktiv, da hiermit in der Regel ein vorübergehender Anstieg der Populationsdichte erreicht werde. Im Falle einzelner Problemfälle müsste also ggf. professionell und mit hohem finanziellen und personellen Aufwand in den Waschbärbestand eingegriffen werden (MICHLER & KÖHNEMANN 2008).

Der **Marderhund** oder **Enok** (*Nyctereutes procyonoides*) stammt aus Ostasien und war bereits im 19. Jahrhundert und verstärkt ab den 1920er Jahren in Teilen Osteuropas eingeführt und auch frei gesetzt worden. Von hier aus wanderten Marderhunde u.a. auch nach Mitteleuropa ein. Der erste sichere Nachweis eines Einwanderers gelang für Westdeutschland 1961 (NEHRING et al. 2015).

Der Marderhund wird durch das BfN als „potenziell invasiv“ eingestuft und auf der Handlungsliste geführt. Negative Auswirkungen auf heimische Arten oder auf Ökosysteme sind bislang nicht bekannt, es gäbe aber Forschungsbedarf (NEHRING et al. 2015).

Der Marderhund ist in der „Liste invasiver gebietsfremder Arten unionsweiter Bedeutung“ der EU ab dem 02.02.2019 aufgeführt (MEINIG et al. 2020).

Nach Angaben des Deutschen Jagdverbands belief sich die Jagdstrecke im Jagdjahr 2019/20 auf 33.440 Tiere. Dies bedeutete im Vergleich zum Vorjahr einen Anstieg um 14,84 % (DJV 2021).

Der **Mink** (*Neovison vison*), eine auch „Amerikanischer Nerz“ genannte Marderart, stammt aus Nordamerika und wurde wegen Pelztierzucht Mitte der 1920er Jahre in Deutschland eingeführt. Erste Abschüsse frei lebender Tiere sind für die Mitte der 1930er Jahre dokumentiert worden. Eine Etablierung erfolgte vermutlich erst nach

Tierbefreiungsaktionen im Jahre 1966 (NEHRING et al. 2015).

Der Mink wird durch das BfN als invasive Art auf der Managementliste geführt. Hintergrund der Einstufung ist u.a. die belegte Konkurrenz mit seinem einheimischen „Vetter“, dem Europäischen Nerz (*Mustela lutreola*). Außerdem zeige der Mink einen expansiven Ausbreitungsverlauf. Als Maßnahme wird die „mechanische Bekämpfung“ aufgeführt. Außerdem würde der einheimische Fischotter Minkpopulationen reduzieren. Eine Hybridisierung zwischen den nicht nahe verwandten Nerz und Mink ist ebenso wenig bekannt wie eine negative ökosystemare Auswirkung des Minks (NEHRING et al. 2015).

Im Jagdjahr 2019/20 wurden in NRW 13 Minke durch Jäger getötet (MULNV 2020).

Der Nerz ist bereits vor Freisetzung des Minke durch direkte Verfolgung und Lebensraumzerstörung in Deutschland ausgerottet worden bzw. ausgestorben. Etablierte Populationen des Minks sind bisher nur aus wenigen Gebieten Deutschlands bekannt (MEINIG et al. 2020).

Die nächsten natürlichen Restvorkommen des global vom Aussterben bedrohten Nerzes befinden sich in Estland, im Donaudelta und in Südwestfrankreich (IUCN 2016).

Eine erfolgreiche Wiederansiedlung in Deutschland deutet sich bisher lediglich für das Steinhuder Meer (Niedersachsen) an, wobei die Etablierungskriterien bislang nicht erfüllt sind (MEINIG et al. 2020).

Fazit

Eine vollständige Entnahme erscheint beim Waschbär nicht ausreichend begründbar und auch nicht realistisch. Beim Marderhund liegen bisher keine Gründe für Entnahmen vor. Eine potenzielle Konkurrenz durch den Mink ist lediglich in den wenigen Gebieten relevant, in welchen der Mink vorkommt und gleichzeitig Wiederansiedlungsprogramme des Nerzes durchgeführt werden oder geplant sind.

Eine herkömmliche Bejagung ist beim Waschbär, möglicherweise auch bei anderen Arten (beim heimischen Rotfuchs nachgewiesen, siehe „Populationsökologie von kleinen und mittelgroßen Karnivoren“) kontraproduktiv. Bei keiner der Arten besteht ein tradierter oder etablierter Nutzungsanspruch. Insofern ist eine Aufnahme ins Jagdrecht weder begründbar noch sinnvoll. Eingriffe in

Populationen, die nur mit hohem professionellen Aufwand zielführend sein können, bleiben über § 45 Abs. 7 BNatSchG bzw. die EU-Verordnung 1143/2014 genehmigungsfähig, falls dies naturwissenschaftlich begründet und naturschutzfachlich vertreten werden kann.

Neue Vogelarten

Das natürliche Verbreitungsgebiet der **Kanadagans** (*Branta canadensis*) erstreckt sich über fast ganz Nordamerika. In Großbritannien wurde sie bereits 1665 eingebürgert, in Deutschland gilt die Kanadagans seit 2004 als etabliert. Für NRW wurde bis 2009 eine jährliche Zuwachsrate von 15 Prozent errechnet, der Bestand lag seinerzeit bei max. 2.600 Brutpaaren. Hier kommt fast die Hälfte des deutschen Bestands vor (GRÜNEBERG et al. 2013).

Die Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung des BfN führt die Kanadagans als „potenziell invasiv“ auf der Beobachtungsliste. Eine Gefährdung heimischer Arten ist ebenso wenig bekannt wie negative ökosystemare Auswirkungen. Hybridisierung mit Graugans findet statt, die Nachkommen sind aber steril. Es werden „negative ökonomische Auswirkungen“ (Landwirtschaft, Beeinträchtigung der Luftfahrt, Verschmutzung von Grünflächen) angeführt. Krankheitsübertragungen sind nicht bekannt. Es bestünden Wissenslücken und Forschungsbedarf (NEHRING et al. 2015).

Konflikte treten insbesondere in Freizeitanlagen des urbanen Raums infolge von Verkotung auf. Dieses Phänomen ist allerdings auch bei der einheimischen Graugans bekannt.

An vier Duisburger Seen wurden aufgrund von Konflikten mit Nutzern und Bevölkerung die Bestände von brütenden Grau- und Kanadagänsen über zehn Jahre durch die Entnahme von Eiern gemanagt. Dennoch sind die Brutpaarzahlen weiter angestiegen. Offenbar schöpft die Gelegeentnahme nur die (zukünftige) Nichtbrüterreserve ab. Die Beschwerden über den Gänsekot haben vor allem dadurch abgenommen, dass Maßnahmen ergriffen wurden, unabhängig von der Entwicklung der Bestände (KOWALLIK et al. 2020).

Im Naturschutzgebiet und Landschaftsschutzgebiet „Kiesgrubensee Gremberghoven“ (Köln/NRW, ca. 60 ha) korrelierte das nahezu vollständige Verschwinden des Riesen-Schwadenröhrcherts zeitlich mit der Ansied-

lung von Brutpaaren der Kanadagans und der Nilgans. Die ehemaligen Röhrichtstandorte wurden nachfolgend durch die konkurrenzschwache und in NRW gefährdete Nadelsimse besiedelt, welche die Beweidung offenbar gut verträgt (BUNDZENTRUM KÖLN 2017).

Eine Verdrängungswirkung durch die Kanadagans auf heimische Vogelarten in Bezug auf Nistplätze und Nahrung konnte nicht festgestellt werden. Die Brutpaarzahl hat sich nach der ersten Brutansiedlung in 2011 bis 2017 auf drei eingependelt. Als Grund wird die begrenzte Nahrungsverfügbarkeit angenommen (BUNDZENTRUM KÖLN 2017).

In NRW steht die Kanadagans auf der Liste der jagdbaren Arten. Sowohl im Jagdjahr 2018/19 als auch im Folgejahr lag die Anzahl der durch Jäger geschossenen Kanadagänsen bei um die 7.000 (MULNV 2020).

Ein regulierender Eingriff über die Jagd ist ohne Erfolgsaussicht (NWO 2008).

Die **Nilgans** (*Alopochen aegyptiaca*) ist heute in Afrika südlich der Sahara verbreitet. Aus Nordafrika und Südosteuropa sind Vorkommen bis in das 17. Jahrhundert hinein belegt. In Ungarn und Bulgarien sollen noch im 19. Jahrhundert Bruten stattgefunden haben (GRÜNEBERG et al. 2013).

Da die heutigen europäischen Populationen auf Freisetzungen beruhen, gilt die Nilgans als, inzwischen etabliertes, Neozoon (NEHRING et al. 2015).

In Deutschland ist die Nilgans frei fliegend bereits seit 1884 bekannt. Die erste erfolgreiche Brut fand 1981 in Rheinland-Pfalz statt. Die Besiedlung verlief hauptsächlich über die expandierenden niederländischen und belgischen Bestände. Als Brutbestand wurden (Stand 2009) max. 3.300 Brutpaare angegeben (GRÜNEBERG et al. 2013).

Negative ökosystemare Auswirkungen sind nicht bekannt. Die Konkurrenz um Nistplätze mit heimischen Arten wurde dokumentiert, aber nicht näher untersucht, eine Gefährdung anderer Arten ist nicht bekannt. Dennoch steht die Nilgans als „potenziell invasive Art“ auf der Beobachtungsliste (NEHRING et al. 2015).

Im Naturschutzgebiet und Landschaftsschutzgebiet „Kiesgrubensee Gremberghoven“ (Köln/NRW, ca. 60 ha), in welchem die Nilgans neben Graugans, Kanadagans, Haubentaucher, Stockente und Bläßbralle ohne feststellbaren Verdrängungseffekt vorkommt, konnte nach der

ersten Brut im Jahr 2011 ein Anstieg auf maximal zwei Brutpaare pro Jahr bis 2017 festgestellt werden (BUND-ZENTRUM KÖLN 2017). Dies könnte u.a. auf die Territorialität von Nilganspaaren (GRÜNEBERG et al. 2013) zurückzuführen sein.

In NRW wurde die Nilgans in die Liste jagdbarer Arten aufgenommen. Im Jagdjahr 2009/2010 wurden 5.761, im Jagdjahr 2019/20 12.308 Tötungen (jeweils ohne Fallwild) durch Jäger*innen gemeldet (MULNV 2020).

Das aktuelle Verbreitungsgebiet der **Rostgans** (*Tadorna ferruginea*) erstreckt sich von Südosteuropa bis nach Zentralasien. Für das 16. Jahrhundert sind Vorkommen dieser Art auch für Regionen nördlich der Alpen belegt (GRÜNEBERG et al. 2013).

Die bundesweit größte und seit 1975 wachsende Population lebt in der Niederrheinischen Bucht und im Niederrheinischen Tiefland (NRW) mit 100–120 Brutpaaren (Stand 2009). Höchstwahrscheinlich stammen alle Brutvögel der nordrhein-westfälischen Population von Gefangenschaftsflüchtlingen ab, eine Eingliederung von Wildvögeln ist nicht bekannt. Da jedoch Einflüge von wilden Vögeln nach Mitteleuropa belegt sind, kann dies nicht vollständig ausgeschlossen werden (GRÜNEBERG et al. 2013).

Die Rostgans gilt derzeit dennoch als Neozoon (SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2016).

Bislang gibt es aus NRW keine Hinweise, die auf eine nachhaltige Verdrängung einheimischer Arten schließen lassen. In der Schweiz wurde beobachtet, dass Schleiereulen, Turmfalken und Waldkäuze durch Rostgänse aus Niststätten vertrieben wurden. Daraufhin wurde dort beschlossen, den Bestand zu eliminieren (GRÜNEBERG et al. 2013).

Die Konkurrenzsituation im Schweizer Fall konnte nicht sicher nachgewiesen sowie bei Untersuchungen am Bodensee nicht bestätigt werden. Dennoch führten die Hinweise aus der Schweiz zu einer „begründeten Annahme einer interspezifischen Konkurrenz“ und zur Einstufung als „potenziell invasive Art“ (NEHRING et al. 2015).

Innerhalb der EU ist die Art über Anhang I der Vogelschutzrichtlinie geschützt; dieser Schutzstatus gilt unabhängig vom Ursprung der Population (GRÜNEBERG et al. 2013).

Aufgrund der langfristigen Rückgänge der eindeutig autochthonen europäischen Restvorkommen wurde die

Rostgans 2004 in die Kategorie „gefährdet“ der europäischen Roten Liste aufgenommen (LANUV NRW 2019).

Fazit

Insbesondere das Beispiel der Rostgans legt methodische Mängel der Invasivitätsbewertung von NEHRING et al. 2015 offen.

Eine interspezifische Konkurrenz ist ein häufiges Phänomen auch zwischen nicht gebietsfremden Arten. Erst wenn diese zu nachhaltigen Verdrängungseffekten von heimischen Organismen bzw. deren Populationen führen würde, könnte dies in belastbarer Weise problematisiert werden. Dies ist aber bei keiner der genannten Gänsearten der Fall.

Die Rostgans war ursprünglich auch in Mitteleuropa natürlich vorkommend, lediglich die Wiedereinführung war höchstwahrscheinlich nicht selbstständig. Die natürlichen Restvorkommen Europas gelten als gefährdet. Vor diesen Hintergründen ist eine Einstufung als „potenziell invasiv“ nicht ausreichend begründbar.

Bei keiner der Arten besteht ein tradierter oder etablierter Nutzungsanspruch. Jagdliche Eingriffe haben keine regulatorische Wirkung. Insofern ist eine Aufnahme ins Jagdrecht nicht begründbar und nicht sinnvoll. Eingriffe in Populationen, die nur mit hohem professionellen Aufwand zielführend sein könnten, bleiben über § 45 Abs. 7 BNatSchG bzw. die EU-Verordnung 1143/2014 genehmigungsfähig, falls dies naturwissenschaftlich begründet und naturschutzfachlich vertreten werden kann. Für solche Ausnahmen bestehen jedoch bisher keine Anhaltspunkte.

In einem gemeinsamen Positionspapier fordern die Nordrhein-Westfälische Ornithologen-Gesellschaft, BUND, LNU und NABU daher ein komplettes Aussetzen aller Aktionen zur Dezimierung der Gänsebestände in NRW (NWO 2008).

Die mit der Verkotung von Liegewiesen zusammenhängenden Nutzungskonflikte werden in erster Linie durch eine geeignete Kommunikationsstrategie, die Umsetzung von Fütterungsverboten und durch Lebensraumgestaltung (Bsp. Rheinpark/Stadt Köln) gelöst.

Spezialfall Kormoran

Der Fall des **Kormorans** (*Phalacrocorax carbo*) ist inso-

fern „speziell“, als dass dieser Art von manchen Gruppierungen und Personen, die der Jagd, der Fischerei oder dem Angelsport nahe stehen, unterstellt wird, sie gefährde heimische Fischarten. U.a. damit wird eine „letale Vergrämung“ des Kormorans begründet. Bisweilen wird auch behauptet, die Art sei nicht einheimisch, weswegen auch das Artenschutzrecht nicht greifen würde (BUND NRW 2020).

Der Kormoran ist tatsächlich weder ein Neozoon noch neueinheimisch, er zählt zu den seit jeher in Mitteleuropa heimischen Vogelarten. Die in Deutschland brütenden Kormorane zählen zur sogenannten Festlandsunterart (*Ph. c. sinensis*). Die Art ist durch das Bundesnaturschutzgesetz und durch die europäische Vogelschutzrichtlinie geschützt (GRÜNEBERG et al. 2013).

Durch massive Verfolgung war er in vielen ursprünglichen Vorkommensgebieten ausgerottet worden. Mittlerweile gilt er deutschlandweit mit etwa 23.700 Brutpaaren als ungefährdet (SÜDBECK et al. 2007).

Ursache der positiven Entwicklung sind der gesetzliche Schutz, aber auch günstige Umweltbedingungen wie z.B. die erhöhte Nahrungsverfügbarkeit (Anlage von künstlichen Gewässern wie Talsperren und Kiesgruben, hoher Nährstoffeintrag in Gewässer), Reduktion von Umweltgiften und veränderte klimatische Verhältnisse (GRÜNEBERG 2013).

In NRW brütet er wieder seit 1986. Der Brutbestand wird hier mit Stand 2015 auf 1.000 bis 1.200 Brutpaare geschätzt (LANUV 2021), hat sich damit seit 2004 nicht mehr wesentlich verändert und ist dynamischen Schwankungen unterlegen.

Der Mittwinterbestand lag 2015 bei 5.000 bis 7.500 Tieren und bestand überwiegend aus Durchzüglern und Wintergästen aus den Niederlanden und dem Ostseeraum (LANUV 2021).

Über Anträge bei den unteren Naturschutzbehörden, bspw. in NRW auch über landesweite „Kormoran-Verordnungen“, können Ausnahmen von dem gesetzlichen Schutz getroffen werden. So wurden in NRW zwischen 2006 und 2010, legitimiert durch eine erste „Kormoran-Verordnung“ rund 15.000 Kormorane durch Abschüsse getötet (GRÜNEBERG 2013).

Dieser ersten VO folgte im Jahre 2014 ein Runderlass des damaligen Umweltministeriums, der sich lediglich auf bestimmte Vorkommensgebiete der Äsche bezog (MKULNV 2014).

Im Jahre 2018 wurde erneut eine „Kormoran VO-NRW“ in Kraft gesetzt (MI NRW 2021).

Der Kormoran fällt nicht unter das Jagdrecht. Im Jagdjahr 2018/19 belief sich die Jagdstrecke inklusive Fallwild auf 977, im Jagdjahr 2019/20 auf 2.108 Tiere (MULNV 2020).

Bisherige Maßnahmen wie Vergrämung bzw. Auflösung von Schlafplätzen und landesweite Abschüsse haben nicht zur Lösung bzw. Beruhigung der Konflikte beigetragen (GRÜNEBERG et al. 2013).

Ein Einfluss des Kormorans auf Fischbestände in NRW ist offensichtlich. Das Maß der Beeinflussung durch Kormorane ist aufgrund der Komplexität des multifaktoriellen Systems jedoch nur schwer zu bestimmen. Prädation ist Teil eines natürlichen Geschehens, das aber durch anthropogene Einflussgrößen (z.B. Wehre, Talsperren, Änderungen der Gewässermorphologie, Abflussregime) zu Lasten der Beutetiere verschoben sein kann (LANUV 2017).

Gemäß des FFH-Berichts des Landes NRW aus dem Jahr 2019 besteht bei keiner der heimischen FFH-Fischarten (u.a. Äsche, Lachs) ein sich verschlechternder Bestands-trend (LANUV NRW 2021).

Bejagung und Störung insbesondere im Winter steigern den Nahrungsbedarf, da die Fluchtreaktion gerade bei verhältnismäßig schweren Vögeln wie Kormoranen einen erhöhten Energieverbrauch erzeugt. Auf die Fischbestände bezogen kann dies bedeuten, dass durch Vergrämungen und Abschüsse die durch Kormorane gefangene Menge an Fischen gesteigert werden kann (REICHHOLF 2014).

Fazit

Es bestehen bisher keine wissenschaftlichen Nachweise darüber, dass Kormorane Populationen von bestimmten Fischarten in Fließgewässersystemen dauerhaft gefährden. Sie stellen insbesondere keine Ursache für den möglichen Rückgang von Fischarten dar. Es sind ferner keine Erlasse, Verordnungen oder Anträge auf Ausnahmen bekannt, die eine „letale Vergrämung“ naturwissenschaftlich begründen können oder zur Konfliktminderung beigetragen haben. Im Gegenteil können Vergrämungen zu einer Erhöhung der durch Kormorane erbeuteten Fischmenge führen.

Der Einfluss des Kormorans auf Fischbestände ist im Wesentlichen ein Symptom der durch Menschen verursach-

ten ungenügenden Habitatqualität. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die seit 2000 eine Restitution der Gewässer vorsieht, wurde aber bisher weitgehend nicht umgesetzt.

Deutschlandweit sind immer noch nur etwa 8 Prozent der Oberflächengewässer in einem guten ökologischen Zustand (WASSER.NETZ NRW 2020). Vielfach finden

weiterhin Verschlechterungen statt. Die Umsetzung der WRRL ist aber nicht nur verpflichtend, sondern auch die einzige nachhaltige Strategie u.a. zu Lösung des vermeintlichen Konflikts um Kormorane.

Die ursprünglich heimische Großtierfauna Mitteleuropas

Es wird allgemein angenommen, dass das Reh Mitteleuropa nacheiszeitlich im Zuge der Wiederausbreitung der Wälder und damit im ausgehenden Spätglazial vor etwa 13.000 – 11.500 Jahren vor heute (ANHUF 2006) wiederbesiedelte (BUNZEL-DRÜKE 2008, STUBBE 2008). Die Wiedereinwanderung bspw. der Rotbuche in Mitteleuropa erfolgte erst um 5.000 Jahre v.h. (ANHUF 2006) und damit etwa 6.000 Jahre später. In diesem Zeitraum war Mitteleuropa durch eine, zumindest im Vergleich zu heute, diverse Paar- und Einhuferfauna besiedelt: neben Reh, Rothirsch und Wildschwein gehörten Wildpferd, Wisent, Ur und Elch, gebietsweise auch Gämse, Alpensteinbock, Eurasischer Wildesel und möglicherweise das Ren dazu (BUNZEL-DRÜKE 2001, 2008). Diese wurden, ebenso wie die großen Karnivoren-Arten Wolf, Eurasischer Luchs und Braunbär, überwiegend im Mittelalter und in der Frühen Neuzeit durch den Menschen ausgerottet bzw. nahezu ausgerottet (MEINIG et al. 2020).

Die gemäß Overkill-Hypothese vor der Bucheneinwanderung durch den Menschen ausgerotteten sowie die potenziell an einer nacheiszeitlichen Wiederausbreitung gehinderten Großtierarten werden an dieser Stelle nicht betrachtet.

Daher ist festzustellen, dass

- a) sich alle heimischen Waldökosysteme erst in Co-Evolution u.a. mit der heimischen Huftierfauna entwickelt haben und die heimische Großtierfauna eine Bedingung für ursprüngliche Biodiversität in Mitteleuropa darstellen muss,
- b) die Großtierfauna inkl. Huftieren nicht Ursache für Beeinträchtigungen von Waldökosystemen sein kann, sondern Beeinträchtigungen oder Einflüsse, die negativ beurteilt werden, maximal ein Symptom sind – mit anderen Ursachen.

Daraus ergibt sich, dass mit einer Bekämpfung oder Reduzierung von Huftieren, wie auch immer diese motiviert ist, keine Behandlung von Ursachen erfolgt. Im Sinne einer an Nachhaltigkeit ausgerichteten Strategie und Politik, welche die ökologischen Anforderungen impliziert, ist eine Fokussierung auf die Behandlung von Ursachen, nicht von Symptomen, notwendig.

Was verbirgt sich hinter „Wildtiermanagement“?

Wie im Kapitel „Die ursprünglich heimische Großtierfauna Mitteleuropas“ herausgearbeitet können autochthone Huftierarten keine Ursache für ökologische Konflikte darstellen. Insofern gilt es, die eigentlichen Ursachen für Konflikte (siehe u.a. „Faktoren für die Entwicklung von Huftierbeständen“) und die tatsächliche Motivation für die Bekämpfung oder Reduzierung ursprünglich vorkom-

mender Tierarten zu identifizieren.

In der Publikation „Wildbiologische und bejagungstechnische Grundlagen für die Erstellung von Wildtiermanagementplänen“ wird das Ziel einer „ökonomischen Lebensraumkapazität“ beschrieben, deren Instrument das so genannte „Wildtiermanagement“ sei.

„Eine jagdliche Nutzung kann bei einigen dem Jagdrecht unterliegenden Wildtieren oberhalb der artenschutznotwendigen Dichte möglich sein, muss sich aber dann, wenn die ökonomische Lebensraumkapazität überschritten ist, verstärkt an übergeordneten Zielen ausrichten“ (GODT 2018).

Im Wildtiermanagement werde versucht, die verschiedenen Interessen (u.a. Jagd, Forst- und Landwirtschaft, Naturschutz, Erholungsnutzung) möglichst gleichberechtigt zu integrieren (GODT 2018).

Laut diesen Autoren resultiert die Motivation, heimische Tierarten zu reduzieren, also aus den verschiedenen menschlichen Nutzungsansprüchen.

Diese verschiedenen Nutzungsansprüche haben fraglos ihre Berechtigung. Die Frage ist an dieser Stelle, wo und wie diesen Nutzungsansprüchen in nachhaltiger Form entsprochen werden kann und ob das „Wildtiermanagement“ hierfür ein geeignetes Instrument darstellt.

Hinsichtlich der Gebietskulisse ist festzustellen, dass aus Sicht des Gesetzgebers bestimmte Schutzgebiete (z.B. Naturschutzgebiete, Nationalparks, Natura 2000-Gebiete) keinesfalls einer gleichberechtigten Integration diverser Interessen zu unterliegen haben. Insofern ist ein „Wildtiermanagement“ für diese Schutzgebietskulissen ungeeignet.

Der BUND hat sich u.a. mit Position 59 (BUND 2012) dem Schutz der gesamten gebietstypischen, natürlich und historisch entstandenen biologischen Vielfalt verschrieben. Entsprechend betreibt und fordert der BUND ein Biotop- oder Naturschutz- oder Landschaftspflegemanagement auf dieser Grundlage. Er betreibt und fordert keinesfalls ein Management, das wie das „Wildtiermanagement“ oder auch das „Prädationsmanagement“ auf derzeit dem Jagdrecht unterliegende Arten reduziert ist (vgl. FAWZY et al. 2017), aufgrund dieser starken Ein-

grenzung naturschutzfachliche Mängel zulässt und eben nicht den notwendigen ökosystemaren Ansatz wählt. Daher ist das „Wildtiermanagement“ aus Naturschutzsicht auch insgesamt ungeeignet.

Wir empfehlen aus Gründen der Transparenz darüber hinaus, auch im Kontext der Ausübung des Jagdrechts auf die missverständlichen und missbrauchbaren Begriffe des „Wildtiermanagements“ und des „Prädationsmanagements“ grundsätzlich zu verzichten. Denn bei der Jagd handelt es sich zumindest ursprünglich um eine Nutzungsform (heute v.a. um eine Freizeitbetätigung), die aufgrund ihrer unterschiedlichen Zielsetzungen nicht kongruent mit „Wildtiermanagement“, sondern Gegenstand desselben ist. Insofern sollte auch nicht der Eindruck erweckt werden, dass Jagd unter einem Titel, der möglicherweise eine breitere Akzeptanz ermöglicht, legitimiert werden soll.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass im Einzelfall Eingriffe in Populationen begründbar werden. Ein Beispiel hierfür ist der Nutria. Diese Maßnahmen können aber keinesfalls aus jagdlichen Eingriffen bestehen, da diese im Hinblick auf Managementziele nicht effektiv sein können (vgl. „Neue Tierarten in Deutschland“, „Gefährden einheimische Beutegreifer ihre Beute?“) und nur bedingt steuerbar sind. Sie müssen sich auch nicht auf eine professionelle „letale Entnahme“ reduzieren, sondern können in das Biotopmanagement integriert sein oder aus technischen Schutzeinrichtungen bestehen. Für entsprechende Managementpläne und -maßnahmen ist dann in jedem Fall das Bundesnaturschutzgesetz (§ 45 Abs. 7 BNatSchG) bzw. die EU-Verordnung 1143/2014 (zu invasiven Arten) die rechtliche Grundlage. Dies ist sinnvoll, weil Maßnahmen dann in belastbarer, also naturwissenschaftlicher Weise begründet werden müssen, in einem Managementplan für eine bestimmte Gebietskulisse eingebettet und Beteiligungsrechte zu erfüllen sind.

Faktoren für die Entwicklung von Huftierbeständen

Wie kann den verschiedenen Nutzungsansprüchen in nachhaltiger und damit nicht nur in ökonomisch, sondern auch ökologisch verträglicher sowie in dauerhaft effizienter Form entsprochen werden?

In Bezug auf Huftierarten wollen wir den Blick auf jene Faktoren lenken, die faktisch für die Entwicklung von

Beständen maßgeblich sind.

Veränderungen der Populationsdichte, wie immer sie aussehen, können sich nur im Rahmen der vorgegebenen Umweltkapazität bewegen (SCHUBERT 1991).

Wesentlicher Faktor für die „Regulierung“ der Bestands-

dichten von Huftieren ist die Produktivität der Vegetation unter Berücksichtigung des Flaschenhalses des Winters (BUNZEL-DRÜKE 2000).

Beim Reh wird die Selbstregulation durch das verfügbare „natürliche“ und „künstliche“ Nahrungsangebot gesteuert (ELLENBERG 1978).

Beim Reh sind bei schlechtem Nahrungsangebot die Wirkungen eine Drosselung der Nachwuchsraten an überlebenden Kitzen, eine Verzögerung des Populationsumsatzes und eine Entlastung der besiedelten Gebiete durch die überwiegend auswandernden Jungmännchen. Umgekehrt können günstige Nahrungsverhältnisse durch hohe Produktions- und Überlebensraten vorwiegend weiblicher Kitze rasch ausgenutzt werden (ELLENBERG 1978).

Die Bestandsdichte des Rehs liegt gewöhnlich deutlich unter der Äsungskapazität (STUBBE 2008).

Die durchschnittliche Embryonenzahl je weiblichem Tier nimmt bei hohen Bestandsdichten der Art ab (STUBBE 2008).

Ebenso erhöht sich bei hohen Bestandsdichten die Zahl der männlichen gegenüber den weiblichen Geburten deutlich (KURT 2002).

„Die mitteleuropäischen Rehpopulationen tragen der jahreszeitlich unterschiedlichen Verfügbarkeit von Nahrung und damit Energie durch populationsökologische Prozesse wie Konkurrenz, Territorialität, Sozialverhalten, unterschiedliche Aktivität, variablen Reproduktionserfolg, verändertes körperliches Wachstum, Haarwechsel und Abwandern eines Teils der Individuen Rechnung“ (SCHUBERT 1991).

„So wird das Reh auch in meiner unmittelbaren Nachbarschaft (Foresta di Tarvisio) auf rund 23.000 Hektar seit nunmehr achtzig Jahren nicht mehr bejagt. Doch weder sind die Rehwildbestände „explodiert“, noch wurden die Rehe von Seuchen heimgesucht. Nicht einmal die Wälder wurden entmischt. Auf der italienischen Seite verjüngt sich sogar die Tanne und wächst durch“ (HE-SPELER 2016).

Beim Wildschwein sind Winterstrenge und Lebensraumproduktivität die Hauptfaktoren, die die Variation der Populationsdichte in Europa bestimmen. Das Vorhandensein von Beutegreifern hat keinen signifikanten Einfluss (HEURICH 2015).

Die nach der leitenden Wissenschaftlerin benannte „Ser-

vanty-Studie“ untersuchte in Frankreich über 22 Jahre hinweg zwei räumlich getrennte Wildschweinpopulationen: eine, die kaum bejagt wurde, und eine weitere, die häufig bejagt wurde. Servanty wies nach, dass die Vermehrungsrate in dem stark bejagten Bestand signifikant höher ausfiel als in dem weitgehend sich selbst überlassenen Bestand (SERVANTY 2009).

Eine natürliche, z.B. hormonell bedingte Reaktion auf Ausfälle, eine Folge der „menschlichen“ Beutewahl (die sich nicht wie bei Karnivoren auf Individuen beschränkt, welche den geringsten Aufwand erzeugen), die verbesserte Nahrungsverfügbarkeit oder Konkurrenzsituation für die Überlebenden etc. sind denkbare Ursachen.

„Das individuelle Kennen in Gruppen, die Verständigungsmöglichkeiten zwischen Gruppen und Individuen und das damit zusammenhängende Verhalten wird bei Vögeln und Säugetieren zu entscheidenden Stellgliedern für populäre Vorgänge verschiedenster Art (Senkung und Steigerung der Fortpflanzungsrate, Verteilung im Raum)“ (SCHUBERT 1991).

Damit fassen wir zusammen:

Aus naturwissenschaftlicher Perspektive ist es nicht der Paarhuferbestand, der aus welchen Gründen auch immer anzupassen ist oder angepasst werden kann, sondern es ist die Kapazität der Umwelt von Paarhufern, die es zu verändern gelte, wenn eine bestimmte Populationsgröße angestrebt wird. Entsprechend sind v.a. die Nahrungsverfügbarkeit und verschiedene populationsökologische Prozesse für eine Bestandsgröße und -dichte bestimmend. Folglich sind Forderungen und Maßnahmen an diesen ökologischen Faktoren auszurichten.

Schauen wir uns die einzelnen Faktoren genauer an:

Faktor „Direkte Erhöhung der Nahrungsverfügbarkeit“

Der in den 1970er Jahren durch den bayerischen BUND geprägte Leitsatz „Wald vor Wild“ problematisierte eigentlich nicht Paarhufer an sich, sondern das Phänomen, dass Jäger diese wilden Tierarten gebietsweise wie in einem Freiland-Zoo hegten. Eine solche Hege kann sowohl waldwirtschaftliche als auch naturschutzfachliche Ziele konterkarieren.

Verbreiteter als reine „Hegefütterungen“ und Medika-

mentengabe sind heute wahrscheinlich Lock- und Ablenkfütterungen, die von manchen Jagdäusübenden mit „Wildschadensverhütung“ und effektiverem Jagderfolg begründet werden. Da die Nahrungsverfügbarkeit eine entscheidende „Stellschraube“ bei der Populationsdynamik darstellt, ist es konsistent, ein Verbot für alle Arten der Fütterungen und Maßnahmen der Hege zu fordern. Denn dem Huftier ist es (vermutlich) gleich, warum es gefüttert wird.

Faktor „Indirekte Erhöhung der Nahrungsverfügbarkeit“

Durch Anbauart und -methoden sowie durch die Überdüngung der industriellen Landwirtschaft ist vermutlich die Nahrungsverfügbarkeit zumindest für Huftiere auf einem stark überwiegenden Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen in den letzten Jahrzehnten gesteigert worden. Diese Industrialisierung der Landwirtschaft wird durch den BUND seit Jahrzehnten aus zahlreichen Gründen kritisiert und eine Agrarwende eingefordert. Zu dieser Agrarwende zählen v.a. der Umbau der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) mit der Bindung der Flächenprämie an Gemeinwohlleistungen, die flächengebundene Tierhaltung, die Ausrichtung an die Bewirtschaftungsstandards des ökologischen Landbaus etc. Ferner bestehen absehbar große Chancen darin, die Bewirtschaftung in Gebieten mit langen Wald-Feldgrenzen bspw. im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen anzupassen bzw. umzustellen (z.B. Grünland und Weidetierhaltung statt Ackerbau, verschiedene Maßnahmen der Extensivierung wie Düngeverzicht). Hierdurch können zahlreiche positive Effekte erzielt werden, u.a. auch eine Steuerung der Nahrungsverfügbarkeit für Huftiere im Offenland bzw. eine Minderung von Nutzungskonflikten insgesamt.

Verschiedene Maßnahmen sind geläufig, um Huftiere von der Nahrungsaufnahme abzuhalten. So haben sich im Falle des Wildschweins mobile E-Zäune rund um Maisäcker als effektive Methode erwiesen, um gegenseitige Wechselwirkungen zwischen Wald und Feld weitgehend zu vermeiden (mündl. Mitteilung von Jagdpächtern in Siebengebirge, Kalkeifel und Oberlausitz).

Im Falle von Hirschen sind seit Langem diverse Vergrämungsmittel im Einsatz, die auf die Baumtriebe aufgetragen und diese damit zumindest temporär ungenießbar machen. Entscheidend hierbei ist, dass ausschließlich natürliche, biologisch vollständig abbaubare

und nicht toxische Substanzen eingesetzt werden. Der leider immer noch geläufige Einsatz von Plastik-Manschetten für angebaute Baumschulware sollte in jedem Falle vermieden werden.

Eine weitere Quelle bzw. Pfad erhöhter Nahrungsverfügbarkeit stellt die Eutrophierung durch atmosphärische Stickstoffdepositionen dar, die auf die Verbrennung fossiler Brennstoffe (Verkehr, Kohlekraftwerke), auf Emissionen von Haushalten und Landwirtschaft zurückgehen. Diese verändern nachweislich die Vegetation (BFN 2020) und auch die Nahrungsverfügbarkeit für Huftierarten wie das Reh (HESPELER 2016).

Auch hier fordert der BUND seit Langem aus zahlreichen Gründen den Kohleausstieg sowie eine Energie- und Mobilitätswende und eine Verringerung des Verbrauchs.

Einen weiteren Faktor könnte die anthropogene Klimaerwärmung bzw. darauf zurückführbare Witterungsextreme darstellen. Ob wegen dieser Ursache oder/und wegen z.B. der genannten Stickstoffdepositionen ist u.a. bei Eichen und Rotbuchen gebietsweise eine deutliche Zunahme der Häufigkeit der Fruktifizierung festzustellen (AMMER 2010).

Dies erhöht einerseits die Nahrungsverfügbarkeit u.a. für Huftierarten, steigert andererseits gleichzeitig aber auch die potenzielle Vermehrungsrate betreffender Baumarten.

In jedem Falle wird deutlich, dass auch das hier behandelte Themenfeld im Kontext des gesamtgesellschaftlichen und volkswirtschaftlichen Wandels hin zur Nachhaltigkeit steht und zu betrachten ist. Was als Problem im Wald bzw. Forst wahrgenommen wird, ist tatsächlich ein Teil des Problems unseres Wirtschaftens, Ressourcenverbrauchs und Konsums über unsere Verhältnisse – jenseits der Umweltkapazität.

Faktor „Landschaftszerschneidung“

Abwanderungen werden durch naturwissenschaftliche Publikationen als ein populationsdynamischer Faktor identifiziert. Diese Migrationen werden durch menschliche Bauten wie z.B. durch das dichte Netz von Fernstraßen ver- oder behindert.

Die Wiedervernetzung von Landschaften und Lebensräumen ist ein gesetzlicher Auftrag (§ 21 BNatSchG) und die wohl erfolgreichste Verbandsaufgabe des BUND (u.a. Rettungsnetz Wildkatze, Grünes Band, Grüner Wall im

Westen).

Eine wesentliche Aufgabe u.a. zu Gunsten der Biotopvernetzung ist es, Bewirtschaftungsbezirke des Rothirsches bzw. die „Rotwildbezirke“, mit welchen der natürlicherweise flächendeckend verbreitete Rothirsch auf für ihn ausgewiesene Zonen beschränkt werden soll, aufzulösen (vgl. Kapitel „Jagd, Huftiere und Biodiversität“). Eine wesentliche Aufgabe ist es überdies, weitere Zerschneidung und damit verbundene Isolationseffekte zu vermeiden sowie diese im Bereich bestehender Hindernisse durch Querungshilfen erheblich zu reduzieren.

Faktor „Flächenverbrauch“

Wesentliche Ursachen für die Verdrängung von Huftieren in nahrungsarme, aber deckungsreiche Räume sind die Zersplitterung und Einengung der Lebensräume durch fortschreitenden Landschaftsverbrauch, v.a. durch den Bau von Siedlungen, Gewerbegebieten und Verkehrswegen (PETRAK 2019).

Allein in Nordrhein-Westfalen werden pro Tag durchschnittlich 8,1 Hektar als Siedlungs- und Verkehrsfläche neu versiegelt (MULNV 2021).

Es gehört zu den zentralen Forderungen des BUND, den Flächenverbrauch kurzfristig deutlich zu reduzieren und dauerhaft auf „Netto-Null“ zu senken. Auch im vorliegenden Kontext stellt der Flächenverbrauch und damit der Verlust von Lebensräumen oder Teil-Lebensräumen eine Ursache dar und muss entsprechend beachtet werden.

Faktor „Interspezifische Konkurrenz“

In weiten Teilen Deutschlands war der Rothirsch spätestens seit Mitte des 19. Jahrhunderts ausgerottet (MEINIG et al. 2020).

In den südlichen und westlichen Bundesländern darf die Art (teilweise nach Wiederansiedlung) wegen der Vermeidung von Einbußen bei der Holzernte bis heute nur in festgelegten Gebieten („Rotwildbezirke“, „Bewirtschaftungsbezirke“, „Verbreitungsgebiete“) leben (BUNZEL-DRÜKE 2008), die nur einen Bruchteil der besiedelbaren Fläche ausmachen (MEINIG et al. 2020) (vgl. Faktor „Landschaftszerschneidung“).

Daher kommen die beiden ursprünglich heimischen und verbreiteten Hirscharten Reh und Rothirsch derzeit viel-

fach nicht mehr gemeinsam vor.

Diverse Autoren liefern Hinweise darauf, dass es eine Konkurrenz zwischen verschiedenen Hirscharten sowie zwischen wilden und domestizierten Huftierarten geben könnte (ELLENBERG 1978).

So würde das Reh andere Hirscharten meiden (STUBBE 2008).

Wo der Rothirsch reduziert werden würde, stiege die Siedlungsdichte des Rehs (HESPELER 2016).

Auch für den Schweizerischen Nationalpark wird eine Konkurrenz zwischen Reh und Rothirsch vermutet. Bei Alpensteinbock und Gämse konnte festgestellt werden, dass diese durch hohe Rothirschkichten negativ beeinflusst wurden (verringertes Hornwachstum bei Jungtieren, verringerte Populationswachstumsrate), allerdings in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Lebensraums wie bspw. Höhenlage oder Produktivität der Böden (SCHÜTZ et al. 2020).

In der Nationales-Naturerbe-Fläche „Wahner Heide“ sind die Abschusszahlen des Rehs in den Jagdjahren 2015/16 bis 2018/19 ungefähr in dem Maße gesenkt worden, wie sie beim Rothirsch gesteigert worden sind. Daraus schließt die DBU Naturerbe gGmbH auf einen Bestandsrückgang beim Reh, der mit einer Konkurrenz zum Rothirsch begründet wird (DBU NATURERBE 2020).

Bisher mangelt es noch an belastbaren Daten über eine interspezifische Konkurrenz bspw. zwischen Reh und Rothirsch. Aber die bestehenden Hinweise deuten an, dass eine artenreiche, annähernd natürliche Huftierfauna einen Beitrag zur Minderung von Nutzungskonflikten, die mit einzelnen Huftierarten in Verbindung gebracht werden, leisten könnte.

Faktor „Forstwirtschaft“

Die „Wildschadensanfälligkeit“ des Waldes wird wesentlich durch die forstlichen Maßnahmen bestimmt (PETRAK 2019).

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Forstwirtschaft durch ungünstiges Habitatmanagement (unbewusst) einen wesentlichen Anteil am sogenannten „Wald-Wild-Konflikt“ („Wildschadensproblematik“) haben muss (HESPELER 2016).

In Forstökosystemen, mit welchen viele Förster*innen und Waldbesitzer*innen insbesondere seit dem 19.

Jahrhundert Waldökosysteme ersetzt haben bzw. verhindern, aber auch in vielen Wirtschaftswäldern fehlen wegen des unnatürlich niedrigen Altersdurchschnitts der Bäume, v.a. wegen der unnatürlich monotonen Altersstruktur, der unnatürlichen Artenzusammensetzung (in welcher bspw. mit der Salweide eine Pionierbaumart fehlt, die bereits ab einem Alter von etwa 20 Jahren Totholzstrukturen entwickelt) sowie aufgrund des unnatürlich dichten Baumaufwuchses (Bestockungsgrads) Requisiten, die Naturverjüngung in Waldökosystemen Vorteile und Schutz verschaffen: Lichtungen und Waldlücken, auf denen sich Gehölze entwickeln können, die im Zuge von Jahrtausenden der Co-Evolution mit Huftieren Verbissgegenstrategien in Gestalt von mechanischen (Dornen) oder chemischen (z.B. Gifte, Bitterstoffe oder Säuren) „Waffen“ entwickelt haben und damit „Jugendschutz“ für andere Baumarten bieten, oder auch der natürliche Verbisschutz durch umgestürzte Bäume und herabgefallene Teile von Bäumen (BUNZEL-DRÜKE 2008, ELLENBERG 1978).

Die Folge ist zum Einen eine aufgrund der künstlich erhöhten Licht- und Wurzelkonkurrenz geringe Verjüngungsrate, zum Anderen eine ungeschützte Präsentation der jungen Bäume. Erst auf diesen Mangel wirkt dann der Einfluss von Paarhufern ein. Die Ursache für eine geringe oder fehlende Naturverjüngung können also „Waldbau“ und „Waldumbau“ sein.

Auch z.B. Art und Umfang des Einschlags, Artenauswahl bei der Aufforstung oder der Zeitpunkt der Aufforstung im Abgleich mit bereits zeitlich vorlaufender Naturverjüngung sind Stellglieder, die einen Einfluss auf den Huftierbestand und dessen Einflüsse haben können.

Geeignetes Biotop- bzw. Waldmanagement (z.B. Ernte oder auf den Stock setzen eines Teils des Forstes bei Belassen der unzerteilten Kronen), Verzicht auf Holzentnahme auf mind. 10 % der Waldfläche bzw. der Verzicht auf flächige Aufforstung und die Beschränkung auf ggf. erwünschte truppweise Pflanzung von standortheimischen Zielarten und -sippen (BAUMGARTNER et al. 2019) sind hier mögliche Vermeidungsmaßnahmen.

Faktor „Jagd“

Die seit vielen Jahren ansteigenden Jagdstrecken von Paarhufern (MULNV 2020), die sich bei nahezu flächendeckender Jagd im Außenbereich seit den 1950er Jahren insgesamt etwa vervierfacht haben (AMMER 2010), bei gleichzeitig zumindest nicht abnehmenden Konflikten

zwischen Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Jagd – irreführend „Wald-Wild-Konflikt“ genannt – sind ein Hinweis darauf, dass verbreitete Methoden und die Intensität der Jagd eher zu den Ursachen als zu den Lösungen zu zählen ist.

„Allerdings sind die Abschusszahlen nur ein Indikator für die „Schalenwildichte“. Tatsächlich ist die Jagdstrecke zusätzlich beeinflusst von einer gestiegenen Bejagungsintensität und einer deutlichen Verbesserung des Äsungsangebots (Förderung beliebter Äsungspflanzen durch Stickstoffeinträge und Kalkungen und einer höheren Fruktifikationshäufigkeit, insbesondere der Buche“ (AMMER 2010).

Jagdzeiten

Faktisch ist in Deutschland bisher das ganze Jahr über Jagdzeit, unabhängig von der gerade mit Jagdzeit belegten Art mit Effekten auf alle wild lebenden Tierarten.

So dürfen bspw. in NRW noch nicht einjährige Wildschweine, Füchse, Dachse, Waschbären, Marderhunde, Wildkaninchen und Nilgänse ganzjährig geschossen werden. Rehböcke dürfen vom 1. Mai bis zum 31. Januar, zweijährige weibliche Rehe sowie zweijährige Rothirsche beider Geschlechter u.a. den gesamten Mai über geschossen werden (MI NRW 2015).

Für das Wildschwein wurde die Schonzeit vom 08.01.2018 bis zum 31.03.2021 vollständig aufgehoben (MULNV 2018).

Wir haben es also mit häufigen und immer wiederkehrenden Störungen über das ganze Jahr verteilt zu tun.

Künstlich erhöhte Fluchtdistanz und Konzentration auf Ruhezonen

In den nach Flächenverbrauch und -zerschneidung verbleibenden Lebensräumen können Störungen durch Tourismus, Freizeitaktivitäten und Jagd eine zusätzliche Ursache für „Wildschäden“ darstellen (PETRAK 2019).

„Das Feindbild Mensch wird in erster Linie durch die Jagd geprägt“ (GODT 2018).

Die künstlich erzeugte hohe Fluchtdistanz, die bspw. auch durch Erholungssuchende unbeabsichtigt ausgelöst, aber in wesentlichem Maße durch diverse Methoden der Jagd induziert wird, bewirkt eine Konzentration

der Tiere auf Standorten, die kaum durch Menschen frequentiert werden. Wo Hirsche am liebsten auf der Wiese grasen würden, werden sie zum Knabbern in dunklen Forst gedrängt (REICHHOLF 2020).

Der durch Jagd erzeugte Stress bedingt einen erhöhten Stoffwechsel, der durch eine erhöhte Nahrungsaufnahme ausgeglichen werden muss. Wichtiger noch, der jagdbedingte Stress hält die Tiere in den Forstflächen („in der Deckung“) und reduziert den Zugang der Tiere zu den Grünlandflächen: je mehr Jagd und je länger die Jagdzeiten, desto mehr Verbiss u.a. an Gehölzen.

Diese These wird durch Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark gestützt. Den fehlenden Konflikt zwischen Waldentwicklung und den vier vorkommenden, teilweise sehr häufigen Paarhuferarten, in deren Bestände seit Jahrzehnten nicht eingegriffen wird, führen die Autoren v.a. auf die Reduzierung menschlicher Störungen zurück (SCHÜTZ et al. 2020).

Mit der Jagdruhe wäre ein Ansatz verfolgbar, der dazu führen könnte, dass bspw. Rehe auch bei langen Wald-Feld-Grenzen ganzjährig verstärkt das Offenland zur Nahrungsaufnahme nutzen können. Als ausgesprochene Konzentrationsselektierer mit verhältnismäßig kleinem Pansen sind sie v.a. während des Sommers auf Knospen, Triebe und Blüten angewiesen. Untersuchungen aus der Schweiz belegten aber, dass im Winter und Frühjahr Gräser einen hohen Anteil an der Nahrung ausmachen können (KURT 2002).

Denn von Natur aus ist das Reh kein Bewohner geschlossener Wälder, sondern eine Art des Waldrandes und baumarmer Habitate (KURT 2002, REICHHOLF 2020).

Der Rothirsch ist aufgrund seiner Anatomie und Ernährungsweise als ursprünglicher Bewohner offener und halboffener Landschaften anzusprechen. Bei entsprechender Wahlmöglichkeit beträgt der Grasanteil an der Nahrung mindestens 50 % (BUNZEL-DRÜKE 2008).

Fehlen Gräser, weil durch Jagd induzierte Störungen keine ausreichende Nahrungsaufnahme im Offenland ermöglichen, muss der Faseranteil an der Nahrung z.B. durch das Schälen von Rinde gedeckt werden.

Falls eine Jagdruhe nicht umgesetzt werden kann oder soll, ist es ein wesentlicher Lösungsansatz, die Jagdzeiten auf den Herbst und den Frühwinter zu reduzieren und damit deutlich zu verkürzen (vgl. BUND 2014).

Jagdmethoden

Die Konzentration auf beruhigte Standorte erzeugen auch die verbreiteten Bewegungs- und Drückjagden. Dies zeigt das Praxisbeispiel Wahner Heide (zweitgrößtes Naturschutzgebiet Nordrhein-Westfalens, Fauna-Flora-Habitat- und Vogelschutzgebiet, Nationales Naturerbe):

Intensivierte Bewegungs- und Drückjagden der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) im Naturschutzgebiet führen zur Verdrängung von Paarhuferarten (Rothirsch, Wildschwein) in Schutzgebiets-Pufferzonen, wo eine Jagd entweder wegen befriedetem Innenbereich oder aus Sicherheitsgründen (innerhalb der Streusiedlung bzw. in Autobahn-, Kreis- oder Landesstraßennähe) nicht möglich ist, was wiederum erst zu Konzentrationseffekten bzw. zu Nutzungskonflikten mit Anrainern führt.

Ferner erzeugen auch Bewegungs- und Drückjagden die unnatürlich hohe Fluchtdistanz, da auch diese während der Lebensspanne eines Tieres bzw. einer Population üblicherweise mehrfach durchgeführt werden. Außerdem sind diese die Jagdmethoden mit der größten Störungsintensität während des Einsatzes (Lautstärke von Treibern, Hunden und Schüssen, viele Menschen und Hunde über längeren Zeitraum auf großer Fläche verteilt).

Als einzig vertretbare Jagdmethoden verblieben damit Intervall- und die Schwerpunktjagd bzw. eine Kombination aus beiden (vgl. GODT 2018). Dabei spielen selbstverständlich die Jagdzeitabgrenzung im Jahresverlauf und die Abstände zwischen den Eingriffen eine wichtige Rolle.

Relevant sind aber auch andere Stellglieder, etwa die ausreichende Gesamtgröße des Jagdreviers, der sehr hohe Zeitaufwand und ausreichende individuelle Kenntnis des Tierbestandes im Revier. Hohe Jagdpachtzinsen und Begehungsscheine führen überdies leicht zu einer Ertragsorientierung, jenseits des Tier- und Naturschutzes.

Genfer Modell

Vor den zuvor genannten Hintergründen ist es lohnend, über die Strukturen der Jagd auch insgesamt neu nachzudenken.

Beispiel Kanton Genf/Schweiz: hier ist die Ausübung der Jagd durch private Jäger im Jahr 1974 per Volkstentscheid abgeschafft worden. Anders als in Deutschland ist

das Jagdrecht in der Schweiz nicht an den Grundbesitz gekoppelt, sondern Aufgabe der Kantone.

Im Kanton Genf herrscht keine vollständige Jagdruhe, Eingriffe in Wildtierbestände werden durch Berufsjäger (Wildhüter als kantonale Beamte) vorgenommen, wenn hierfür ein Bedarf gesehen wird (SCHWEIZER PARLAMENT 2013).

Das Wildschwein und ASP

Die populationsökologischen Erkenntnisse über das Wildschwein (SERVANTY 2009, HEURICH 2015) zeigen, dass die derzeit mit der Afrikanischen Schweinepest (ASP) begründete Bekämpfungswelle aktionistisch (politischer Druck aufgrund der Bedeutung der norddeutschen Schweinemastanlagen) und gleichzeitig kontraproduktiv ist.

Jagd, Huftiere und Biodiversität

Die Reduktion durch Jagd kann, wie wir aus den Erfahrungen der vergangenen Jahrhunderte wissen, nachweislich zur direkten Auslöschung von Arten und Populationen führen.

Im Falle der Gämse musste erst kürzlich eine Huftierart auf die bundesweite Vorwarnliste gesetzt werden, weil Teilpopulationen durch intensive Jagd im Zusammenwirken mit weiteren Faktoren bestandsgefährdend reduziert worden sind (MEINIG et al. 2020).

Zu betrachten sind hier auch die ökologischen Auswirkungen der durch Jagd verursachten Paarhuferentnahmen.

Laut Statistik des Deutschen Jagdverbands (nach Auswertung der Angaben der Bundesländer) bezifferte sich die Jagdstrecke (inkl. Fallwild) allein von Reh und Rothirsch zusammen im Jagdjahr 2018/19 bundesweit auf 1.341.302 Tiere (DJV 2020).

Zu den Auswirkungen dieser immensen Paarhuferentnahmen zählt der Ausfall von durch Paarhufer erzeugten natürlichen Requisiten und „Ökosystemleistungen“, die von wesentlicher Bedeutung für die biologische Vielfalt sind. Neben dem Verbiss zählen hierzu u.a. Tritt, Rohbodenöffnung, Kot, Kadaver sowie die Funktionen als

Zum Einen gibt es keinen kausalen Zusammenhang zwischen der Populationsdichte von Wildschweinen in nicht betroffenen, räumlich weit entfernten Gebieten und der Ausbreitung von ASP; bekannte Vektoren sind Jagdausübende, Fleischkonsumenten, Tiertransporte, Fahrzeuge, landwirtschaftliche Geräte, globaler Warenverkehr u.ä. (FLI 2020).

Zum Anderen leistet die künstliche Reduktion von Wildschweinpopulationen im Rahmen der Jagd keinen Beitrag zur Vermeidung der Ausbreitung, da die überwiegend umgesetzten Jagdmethoden faktisch zur Steigerung der Vermehrungsrate führen und damit eher entgegengesetzte Wirkungen entfalten (vgl. SERVANTY 2009).

Ausbreitungsvektor für verschiedene Organismen. Diese müssen, da sie in der Landschaft vielfach fehlen, im Naturschutz teils aufwändig nachgebildet (z.B. Suhlen für die Gelbbauchunke) oder durch Haus- oder Nutztierhaltung selbst initiiert werden (z.B. verschiedene Beweidungsprojekte) – ohne das natürliche Spektrum und dessen räumliche Ausdehnung voll abbilden zu können.

Im Schweizerischen Nationalpark, wo sich vier Huftierarten seit Jahrzehnten unbeeinflusst entwickeln dürfen, konnte nachgewiesen werden, dass Huftiere, hier insbesondere der Rothirsch, für die Entstehung und Erhaltung artenreicher Ökosysteme entscheidend sind (SCHÜTZ et al. 2020).

Daher ist es nicht nur aus Artenschutzgründen, sondern zu Gunsten der biologischen Vielfalt insgesamt wesentlich, von „letal Entnahmen“ abzusehen.

Zu betrachten sind zudem die Störungen, die durch die Jagdausübung auch für geschützte und gefährdete Arten, selbst in für diese ausgewiesenen Schutzgebieten entstehen.

Durch den BUND werden immer wieder Fälle dokumentiert, bei welchen Jagd in Schutzgebieten zu massiven Beeinträchtigungen der Schutzgüter und des Schutz-

zwecks führt (u.a. Groß schriftl., Brüggemann mündl., LANUV 2019). Umgekehrt zeigen Praxisbeispiele (u.a. EU-Vogelschutzgebiet Rieselfelder Münster, NSG Dellbrücker Heide), dass sich Jagdruhe ausschließlich positiv auf Schutzzwecke und -ziele auswirkt (LANUV 2019, STICHT 2020).

Aus all dem resultiert die Forderung des BUND NRW, dass die Jagd in Naturschutzgebieten, FFH-Gebieten und Nationalparks zu verbieten ist und eine Befreiung vom Jagdzwang a) auch aus naturwissenschaftlichen Grün-

den und b) auch für juristische Personen ermöglicht werden muss (BUND NRW 2012).

Über § 45 Abs. 7 BNatSchG können Ausnahmen vom Tötungs- und Entnahmeverbot für Tiere genehmigt werden, falls dies naturwissenschaftlich begründet und naturschutzfachlich vertreten werden kann. Daher gibt es keinerlei Bedarf für jagdrechtliche Regelungen.

Regulieren Wölfe Huftiere?

Eine populäre These ist, dass die großen Karnivorenarten (Wolf, Luchs, Bär) die natürlichen Regulatoren für Populationen von Huftierarten seien und diese Regulatoren durch Jagdausübende ersetzt werden müssten. Diese Vorstellung überprüfen wir im Folgenden unter Berücksichtigung des Forschungsstands.

Bei Prädatoren ist das Nahrungsangebot ein wesentlicher, das Populationswachstum begrenzender Faktor (SCHUBERT 1991).

Es spricht nichts dafür, dass Beutegreifer die Einwirkungen der Herbivoren auf Struktur und Artenzusammensetzung der Vegetation in dem Maße begrenzen, dass der Faktor Herbivorie für das Erscheinungsbild von Landschaften und ihrer Vegetation vernachlässigt werden könnte (BUNZEL-DRÜKE 2000).

Wer muss eigentlich ersetzt werden?

Der Rotfuchs ist ein in Deutschland überall nach wie vor verbreiteter Mesoprädatör (Beutegreifer mittlerer Größe), der trotz massiver Verfolgung (allein in NRW wurden im Jagdjahr 2019/2020 40.694 Füchse durch Jäger getötet, MULNV 2020) eine stabile Bestandssituation aufweist (MEINIG et al. 2020). Rehkitzte können einen bedeutenden Anteil an seinem Beutespektrum einnehmen (KURT 2002).

Nach seiner Ausrottung ist der Wolf ab 2000 in Deutschland selbstständig wieder ansässig geworden. Der Bestand hat sich deutschlandweit von 7 Rudeln und 7 Paaren in den Jahren 2010/11 auf 128 Rudel und 35 Paare in den Jahren 2019/20 (DEUTSCHER BUNDESTAG 2021)

vergrößert. Angesichts dieser Entwicklung ist eine zeitnahe Etablierung dieser Art in weiten Teilen Deutschlands zu erwarten.

Der Luchs ist aufgrund mehrerer erfolgreicher Wiederansiedlungsprojekte wieder in räumlich voneinander getrennten Regionen Deutschlands (Harz, Bayerischer Wald, Pfälzerwald) heimisch geworden. Im Falle der bayerischen Population war und ist die illegale Tötung (Abschuss, Vergiftung) vermutlich der Hauptgrund für die zögerliche Ausbreitung des Luchses in weitere geeignete Habitate außerhalb des Bayerischen Walds (WÖFL 2020).

Beute-Beutegreifer-Beziehungen

Nach Untersuchungsergebnissen aus den USA ist der Mink zwar der bedeutendste Beutegreifer der Bisamratte, die Populationsgröße der Bisamratte wird jedoch weniger durch die Zahl ihrer Beutegreifer beeinflusst als vielmehr durch die Besatzdichte des Territoriums. Vor allem umherstreifende Tiere ohne Revier oder verletzte Tiere werden Beute des Mink. Die Populationsgröße der Beute wird in diesem Fall also durch den Ökofaktor „Prädatör“ auf eine regulierte Dichte, die durch die Ökofaktoren „Nahrung“ und „Raum zum Anlegen von Bauen“ vorgegeben ist, begrenzt (ERRINGTON 1943).

Die berühmten Lotka-Volterra-Regeln sind nicht ohne weiteres auf die komplexen realen Verhältnisse übertragbar, weil sie lediglich die Beziehung zwischen einem Beutegreifer und einer Beute betrachten und zugrunde legen, dass die sonstigen Ökofaktoren konstant oder zu

vernachlässigen sind. Aber die wellenförmigen Populationskurven, die periodisch schwanken und bei welcher die Entwicklung der Beutegreiferpopulation zeitlich versetzt der Entwicklung der Beutepopulation folgt, kennt jeder Feldornithologe aus der Praxis.

So kann es z.B. selbst bei ubiquitären Arten wie Waldkauz und Mäusebussard zu einem Ausfall der Brut kommen, wenn sich in der betreffenden Fortpflanzungsperiode Beutetierpopulationen (v.a. Wühlmausarten) in einer Latenzperiode (geringer Dichteschwankungen) befinden. Bei einer Fortpflanzungsperiode aber mit zeitgleicher temporärer Gradation (zeitlich begrenzte Massenvermehrung) von Kleinsäugerarten kann es zu jahreszeitlich früheren Bruten mit größerer Vermehrungsrate kommen. Die Beutegreiferpopulation wird also erkennbar (mit)gesteuert durch die Beutetierpopulationen.

Anders aber als bei den mathematischen Gleichungen verhält sich die Entwicklung der Beutepopulation nicht in Beziehung zur Entwicklung der Beutegreiferpopulation. Denn die Gradation von Kleinsäugetern wird durch verbesserte Ernährungsbedingungen infolge eines komplizierten Zusammenwirkens von sensorischen Leistungen, besonders im olfaktorischen Bereich, sowie neurohormonaler, hormonaler und nervöser Regulation erreicht (SCHUBERT 1991). Die Ursachen für den Zusammenbruch der Population (Retrogradation) liegen in der additiven Wirkung verschiedener Umweltfaktoren (Nahrungsmangel, Witterungseinflüsse) und auch in der durch den Hunger gesteigerten wechselseitigen Beunruhigung (SCHUBERT 1991).

Untersuchungen aus Deutschland

Eine Untersuchung der TU Dresden hat bei einer Rothirschpopulation auf dem Truppenübungsplatz Oberlausitz keine durch den Wolf erzeugten Veränderungen feststellen können, hält dies jedoch für nicht großflächig beruhigte Gebiete für denkbar (NITZE 2012).

In einer dreijährigen Untersuchung zu Beginn der Wiederansiedlung des Luchses im Pfälzerwald konnten keine durch den Luchs verursachten Veränderungen bei den Rehpopulationen festgestellt werden.

„Die Interaktionsanalysen bezüglich der Raumnutzung der Rehe deuteten lediglich für die Frühjahrserfassungen an, dass das Reh unter Anwesenheit des Luchses flacheres Gelände und geringere Distanzen zu Ortschaften bevorzugt“ (HOHMANN 2018).

Yellowstone Nationalpark

Relativ gut untersucht sind die Verhältnisse im jagdfreien Yellowstone Nationalpark, dem ersten Nationalpark der Welt, wo der Wolf erst aus Naturschutzgründen ausgerottet und dann ebenfalls aus Naturschutzgründen Mitte der 1990er Jahre wieder angesiedelt worden war.

Untersuchungen bzw. deren teils populäre Interpretationen schlossen aus der nach der Wolfsrückkehr wieder eintretenden Vermehrung von Pappeln und Weiden in Bachauen, dass die Präsenz des Wolfes zu einer weiteren Verteilung des Einflusses von Populationen des Wapiti (nordamerikanischer Verwandter des Rothirsches) führte und der Wolf damit einen wesentlichen Einfluss auf Ökosysteme genommen hätte. Nachfolgende Veröffentlichungen legten nahe, dass das beobachtete Phänomen ursächlich eher auf den Einfluss des Bibers (Dämme und folgende Überstauung), der sich im gleichen Zeitraum wieder ausgebreitet hatte, zurückzuführen war (MARRIS 2014).

Nordamerika, Europa und Bayerischer Wald

Eine wertvolle Zusammenschau vorliegender Studien zum Großkarnivoren-Einfluß liefert HEURICH 2015:

„In den letzten Jahren wurden zunehmend Forschungsergebnisse publiziert, die darauf hindeuten, dass große Beutegreifer Schlüsselarten sind, die trotz ihrer geringen Biomasse das Potenzial haben, die Bestände von Huftieren und Mesoprädatoren zu limitieren, also deren Bestände unterhalb der Kapazität ihres Lebensraums zu halten und darüber hinaus deren Verhalten wesentlich zu beeinflussen.“

Dies könnte insbesondere bei kombiniertem Prädationsdruck (Wolf und Luchs oder zusätzlich Bär) der Fall sein.

„Allerdings weisen die bislang vorgelegten Studien oft methodische Schwächen auf, die durch die räumlichen und zeitlichen Skalen der beobachteten Prozesse begründet sind, sodass deren Aussagen vorsichtig interpretiert werden müssen. Auch stellt sich die Frage, ob die Ergebnisse ohne weiteres auf Mitteleuropa übertragen werden können.“

Als ein Beispiel für methodische „Fallen“ führt er Erfahrungen aus dem NP Bayerischer Wald an:

„Ursächlich können aber auch andere Faktoren sein, die sich unabhängig von der Rückkehr der Wölfe in ähnli-

cher Weise verändert haben, wie beispielsweise die zunehmende Trockenheit. Diese Problematik kann auch anhand der Entwicklung des Leittriebverbisses im Nationalpark Bayerischer Wald verdeutlicht werden. Dort wird seit Beginn der Verbisserhebungen 1987 ein Rückgang des Leittriebverbisses bei der Tanne von 42 auf 10% beobachtet, obwohl der Rehabschuss im gleichen Zeitraum von über 200 Tieren auf 0 zurückgenommen wurde. Parallel zu dieser Entwicklung verlief die Wiederansiedlung und Etablierung des Luchses im Nationalparkgebiet. Damit könnte man den Rückgang des Verbisses auf die Rückkehr des Luchses zurückführen, wenn nicht im gleichen Zeitraum die Massenentwicklung des Buchdruckers stattgefunden hätte, die mehr Äsung und eine höhere Verjüngungsdichte zur Folge hatte. Da beide Entwicklungen parallel abliefen, lässt sich rückwirkend nicht mehr klären, welcher Erklärungsbeitrag der Rückkehr der Luchse und welcher der Borkenkäfermassenvermehrung zukommt“ (HEURICH 2015).

„Dabei ist es wichtig festzustellen, dass die Effekte, die große Beutegreifer auf ihre Beutetiere und Mesocarnivoren ausüben, nicht von Menschen nachgeahmt werden können“ (HEURICH 2015).

Ergebnis: Huftiere regulieren Wölfe!

- Es gibt aus Mitteleuropa bisher keine wissenschaftlichen Hinweise darauf, dass große Karnivoren-Arten Huftierbestände hinsichtlich Größe oder Dichte beeinflussen können. Vielmehr ist dies umgekehrt der Fall. So gilt die Erholung der Huftierbestände, insbesondere des Rehs, als einer der drei Faktoren für den Erfolg von Projekten zur Wiederansiedlung des Luchses (WÖFL 2020).

- Dennoch kann nach derzeitigem Wissensstand nicht ausgeschlossen werden, dass der Wolf und auch der Luchs, insbesondere kombiniert, Einflüsse auf Huftierpopulationen erzeugen, die auch im Hinblick auf die Einflüsse von Paarhufern u.a. in Wald- und Forstökosystemen relevant sein könnten. Allerdings gibt es keinen naturwissenschaftlich begründbaren Ansatz, solche Einflüsse, die wir noch nicht einmal genau kennen, künstlich durch Jagd oder „Wildtiermanagement“ ersetzen zu können.
- Es ist darüber hinaus auch kein Bedarf für einen Karnivoren-Ersatz erkennbar, da der Rotfuchs überall verbreitet ist und der derzeitige Trend der natürlichen Wiederbesiedlung des Wolfs eine zeitnahe Etablierung dieser Art in weiten Teilen Deutschlands erwarten lässt.
- Da Populationen großer Karnivoren-Arten im Wesentlichen durch Nahrungsverfügbarkeit gesteuert werden, sind sie (Wolf, Luchs) auf Paarhuferpopulationen angewiesen, die ihnen das Überleben und bestenfalls die erfolgreiche Fortpflanzung ermöglichen, die also eine ausreichende Größe aufweisen müssen. Dies spricht unter der Voraussetzung, dass man die natürliche Wiedereinwanderung bzw. Wiederansiedlung der Karnivoren-Arten positiv begleitet, im Übrigen dafür, die Populationen von Paarhuferarten auch aus anderen Beweggründen nicht künstlich zu reduzieren – z.B. wegen der drohenden Verstärkung des Wolf-Weidetierhalter-Konflikts oder um die natürliche Ausbreitung von Karnivoren-Arten nicht zu behindern.

Gefährden einheimische Beutegreifer ihre Beute?

Eigentlich wurde diese Frage bereits mit dem vorherigen Kapitel beantwortet. Da aber die Verfolgung von wilden, einheimischen Hunde- und Marderarten, teilweise auch Rabenvogelarten, bisweilen von Vereinen und Personenkreisen außerhalb des Jagdspektrums unter der Vorgabe des Naturschutzes als so genanntes „Prädationsmanagement“ vertreten wird (vgl. FAWZY et al. 2017), richten wir an dieser Stelle den Fokus auf dieses spezielle Phänomen: Wie geht man mit dem Fuchs um, wenn nur noch

wenige Brachvögel im Gebiet brüten? Wie mit dem Iltis, der selbst bundesweit gefährdet ist (MEINIG et al. 2020), aber die Rote Liste nicht beachtet? Müssen Rabenkrähen wirklich zum Schutz des Kiebitzes getötet werden? Warum dann nicht auch Greifvogel- und Eulenarten? Und wie nachhaltig ist das tatsächlich?

Populationsentwicklung kleiner und mittelgroßer Karnivoren

Unbestreitbar ist, dass sämtliche autochthone, kleinen und mittelgroßen Karnivoren-Arten (Rotfuchs, Wildkatze, Steinmarder, Baummarder, Dachs, Hermelin, Mauswiesel, Iltis, Fischotter, der mittlerweile ausgerottete bzw. ausgestorbene Nerz), die Gegenstand eines „Prädationsmanagements“ sein können, auch vor dem Rückgang von Arten der Agrarlandschaften (der nur einen Teil des sechsten Massenaussterbens ausmacht) Teil des Lebensraums von heutigen Fokusarten des Artenschutzes gewesen sind (sofern sie nicht bereits großflächig ausgerottet worden waren).

Uneinigkeit besteht in der Frage, welche Bestandsdichten diese einst in den jeweiligen Vorkommensgebieten von Kiebitz und Co. hatten. So wird immer wieder kolportiert, einige Karnivoren-Arten hätten in den vergangenen Jahrzehnten deutlich zugenommen, was wiederum ein „Prädationsmanagement“ erforderlich machen könne (FAWZY et al. 2017).

Allerdings beschreibt der langfristige Bestandstrend nur bei Fuchs und Steinmarder eine deutliche Zunahme, der kurzfristige Bestandstrend nicht (MEINIG et al. 2020). Einen positiven kurzfristigen Bestandstrend weisen lediglich Fischotter und Dachs auf, da sie regional durch Jagd ausgerottet worden waren und sich durch nachträgliche Unterschutzstellung wieder ausbreiten konnten.

Bei den jagdbaren Arten wurden zur Betrachtung des langfristigen Bestandstrends die Jagdstatistiken herangezogen. Diese unterlägen zwar den verschiedensten Einflüssen, ließen aber zumindest Tendenzen in der Bestandsentwicklung einzelner Arten erkennen (MEINIG et al. 2020).

Einigermaßen belastbar sind Jagdstrecken lediglich im Hinblick darauf, welche Meldedisziplin und welches jagdliche Interesse an den jeweiligen Arten im jeweiligen Zeitraum bestand. Dies deutet ein Blick auf die Jagdstreckenstatistik Nordrhein-Westfalens an, der ausreichend Spielraum für unterschiedliche Interpretationen lässt:

Im Jagdjahr 1938/39 wurden Fuchs und Dachs sowie Iltis, Hermelin, Mauswiesel, Stein- und Baummarder jeweils noch zusammengefasst. In diesem Jagdjahr wurden 17.493 getötete Füchse und Dachse gemeldet, im Jagdjahr 2007/08 waren es 48.971 Füchse und 2.053 Dachse (ohne Fallwild). Während für das Jagdjahr 1938/39 26.443 der fünf genannten Marderarten gemeldet worden waren, waren es im Jagdjahr 2007/08 5.316

Steinmarder, 3.790 Iltisse, 1.983 Hermeline und keine Baummarder und Mauswiesel (ohne Fallwild), zusammengefasst 11.089 (OBERE JAGDBEHÖRDE NRW 2008).

Zu berücksichtigen ist ja u.a. auch, dass sich nach 1945 die Motivation der Jagd gewandelt hat und auch die Zahl der Jagd ausübenden seitdem deutlich gestiegen ist.

Tatsächlich gibt es kaum wissenschaftlich belastbare Daten über die Entwicklung von Bestandsgrößen von kleinen und mittelgroßen Karnivoren. Während bei Vogelarten seit Mitte des 20. Jahrhunderts sehr genaue Kenntnisse über die Populationsentwicklung bestehen und dabei der massive Arten- und Populationsrückgang, der im Übrigen zeitlich mit der flächigen Industrialisierung der Landwirtschaft korreliert, festgestellt worden war, fehlt dieses Wissen bei einigen Karnivoren-Arten bis heute. So mussten Hermelin und Mauswiesel auf der aktuellen Roten Liste Deutschlands mit der Kategorie „Daten unzureichend“ versehen werden (MEINIG et al. 2020).

Vor diesen Hintergründen erscheint die Debatte über die Populationsentwicklung von kleinen und mittelgroßen Karnivoren vielfach spekulativ und ist daher wenig lösungsorientiert.

Populationsökologie von kleinen und mittelgroßen Karnivoren

Den Einfluss einer gesteigerten Tötung von Füchsen auf die Verbreitung des Fuchsbandwurms untersuchte eine vierjährige französische Studie.

In einem Testgebiet wurde die Fuchsjagd unter erheblichem Aufwand intensiviert und die Zahl der getöteten Füchse um 35 % gesteigert. Dies führte allerdings zu keinem signifikanten Effekt auf Größe und Dichte der Fuchspopulation. Zu begründen könnte dies damit sein, dass die Art selbst hohe Verluste kurzfristig durch steigende Geburtenraten und Zuwanderung bzw. nicht residente Jungtiere oder rangniedrigere Gruppenmitglieder kompensieren kann. Die Befallsrate mit dem Fuchsbandwurm stieg im Testgebiet dagegen um 15 % an (COMTE et al. 2017).

JANKO (2003) zitiert ZIMEN (1997), wonach sich Fuchsbestände über ein komplexes Sozialsystem selbst regulierten, woraus stabile Bestände mit einem Minimum an individuellem Stress entstünden. Bei stark bejagten Fuchspopulationen sei die mittlere Wurfgröße höher als bei Füchsen in jagdfreien Gebieten.

Um 1968 wurden Küstendünen in Holland vom Rotfuchs neu besiedelt. Zwischen 1980 und 2000 wurde die Ökologie dieser unbeeinflussten Population in drei Studien, ca. 15, 20 und 30 Jahre nach der ersten Ankunft untersucht. Die Zusammenstellung der Ergebnisse dieser Studien ergab eine sehr territoriale Fuchspopulation, die durch dichteabhängige Faktoren gesteuert wurde (MULDER 2007).

Bei einer achtjährigen Untersuchung in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg konnte ein Zusammenhang zwischen der Populationsdichte von Baumardern und der Waldgröße, der Waldverteilung bzw. der Randlinien- sowie Teilflächendichte nachgewiesen werden. Je größer der Wald war und je mehr Randlinien und unterschiedlich bestockte Teilflächen pro 100 ha Wald vorlagen, umso höher war die Baumarderndichte. U.a. der niedrige Anteil reproduzierender Weibchen, eine geringere Wurfgröße und ein unausgeglichenes Geschlechterverhältnis bei den Nachkommen in Untersuchungsgebieten mit sehr guter Habitatqualität lieferten deutliche Hinweise auf eine Selbstregulation einer Population (STIER 2012).

Welche Rolle spielen Rabenvögel?

Zwei der acht in Deutschland heimischen Rabenvogelarten sind aufgrund ihrer Häufigkeit bzw. ihrer für uns präsenten Lebensweise immer wieder Gegenstand von Diskussionen zum Singvogel- und „Niederwild“-Schutz, die vereinzelt durch Gartenbesitzer*innen, v.a. aber durch Landwirt*innen und Jäger*innen angestoßen werden: Elster sowie Raben- und Nebelkrähe. Sie sind wie alle Singvogelarten geschützt, können aber auch dem Jagdrecht unterliegen. Anders als Kolkrabe und Saatkrähe waren Elster, und Raben- und Nebelkrähe nicht bis Mitte des 20. Jahrhunderts in weiten Teilen Deutschlands ausgerottet worden.

Die **Elster** (*Pica pica*) war um 1900 in NRW im ländlichen Raum weit verbreitet. Die Bestandsgröße hing weitgehend von der Verfolgung durch den Menschen ab. Ab den 1960er Jahren erfolgte die Verstärkung der Art, die wohl eine Folge der Nachstellung in der freien Landschaft war. Brutten der Elster außerhalb des Siedlungsbereichs sind inzwischen äußerst selten (GRÜNEBERG et al. 2013).

Im Jagdjahr 2009/10 betrug die Jagdstrecke in NRW ohne Fallwild 39.849, im Jagdjahr 2019/20 29.312 Elstern (MULNV 2020).

Als Jagdgrund wird in der Regel der Schutz der einheimischen Singvögel angegeben. Dies verkennt zum Einen, dass die Elster selbst eine einheimische Singvogelart ist, zum Anderen, dass dort, wo die höchsten Elsternbestände vorhanden sind, auch viele kleinere Singvogelarten hohe Dichten erzielen (GRÜNEBERG et al. 2013).

Der Abschuss von Elstern war schon immer fragwürdig und stellt sich vor dem Hintergrund abnehmender Elsternbestände als unsinnig heraus (GRÜNEBERG et al. 2013).

Raben- und Nebelkrähe sind Morphen der selben Art, der Aaskrähe (*Corvus corone*).

Die Rabenkrähe, die im Westen Deutschlands verbreitet ist, war in NRW immer schon eine häufige Art. Seit den 1980er Jahren sind die Bestände noch einmal angestiegen. Seit den 1990iger Jahren sind Bestandszunahmen um über 20 % belegt. Hintergrund ist zum einen der erst ab 1987 greifende gesetzliche Schutz, zum anderen konnte sich die Art urbane Räume als zusätzlichen Lebensraum erschließen (GRÜNEBERG et al. 2013).

Vorurteile und emotionale Ablehnung in weiten Kreisen der Bevölkerung gegenüber Rabenvögeln und die in manchen Regionen um sich greifende, mit politischen Mitteln verstärkte oder lancierte Einstellung, man müsse den Bestand bestimmter Rabenvogelarten regulieren, sind eine potenzielle Gefahr (GRÜNEBERG et al. 2013).

Im Jagdjahr 2009/10 betrug die Jagdstrecke der Rabenkrähe in NRW ohne Fallwild 115.163 Individuen, im Jagdjahr 2019/20 105.905 (MULNV 2020).

Als Begründung für die starke Bejagung wird der Schutz anderer Vogelarten vor diesem Prädator angeführt. Diese Argumentation ist jedoch nicht stichhaltig (GRÜNEBERG et al. 2013).

Im Zuge von Untersuchungen im Vogelschutzgebiet „Rieselfelder Münster“ mittels Infrarot-Kameras an Kiebitznestern im Jahre 1999 konnte zweifelsfrei festgestellt werden, dass Krähen bei der Zerstörung von Kiebitznestern keine Rolle spielten (LANUV 2019).

In einem Aufsatz hat Prof. Dr. Josef Reichholf von der Sektion Ornithologie der Zoologischen Staatssammlung München zahlreiche Erkenntnisse u.a. zum Einfluss von Rabenvögeln zusammen getragen (REICHHOLF 2017).

Bei einem jagdlichen Großversuch im 700 ha großen Revier Wahlen (Saarland) vom Jagdjahr 1990/91 bis März 1996 (publiziert in der Schriftenreihe des Landesjagd-

verbandes Bayern Band 2, 1996) wurde der Totalabschuss von Beutegreifern versucht, um die Reaktion des „Niederwildes“ und einiger Singvogelarten zu testen. Die Bilanz der 6 Jagdjahre ergab Abschüsse von 939 Rabenkrähen, 394 Elstern, 909 Eichelhähern, 579 Füchsen, 8 Dachsen, 146 Stein- und Baumardern, 15 Iltissen und 174 Hermelinen. In dieser Zeit wurden auch 93 Fasane und 46 Feldhasen erlegt („Niederwildstrecke“). 4.073 erfolgreichen Abschüssen von „Raubwild“ stehen daher lediglich 139 Individuen von „Niederwild“ gegenüber. Der Massenabschuss ergab weder eine Zunahme beim Feldhasen noch beim Fasan. Es gelang auch nicht, eine Zunahme von kleineren Singvögeln nachzuweisen.

Die insgesamt sehr ausgeglichenen, über die Jahre hinweg kaum nennenswerten Schwankungen unterworfenen Krähenbestände in Bayern und auch darüber hinaus drückten aus Reichhofs Sicht aus, dass die Abschüsse leicht ausgeglichen werden können.

Die Abschüsse würden aller Wahrscheinlichkeit nach nur die Häufigkeit und die Größe von Nichtbrüter-Gruppen vergrößern, die einen höheren Aktionsradius besitzen sowie andere und eine größere Zahl von Nahrungsquellen nutzen als revierbesetzende Einzelvögel oder Paare, und damit möglicherweise auch einen größeren Prädationsdruck auf andere Arten erzeugen. Eine Fläche von einem Quadratkilometer Größe könnte so von 20 und mehr Rabenkrähen in der Fortpflanzungszeit aller anderen Arten abgesucht werden, während die gleiche Fläche, so sie von festen Revieren abgedeckt ist, nur 2 bis 4 Krähen Nahrung liefern muss. Wo die Bestände nicht bejagt werden, bildeten sich natürlicherweise flächendeckend Reviere von männlichen Rabenkrähen bzw. von Brutpaaren, welche die revierlosen Nichtbrütergruppen vertreiben.

Dies hätten schon Anfang der 1970er Jahre Untersuchungen im Vogelschutzgebiet „Unterer Inn“ gezeigt. Vor Unterschutzstellung und Einstellung der Jagd hätte es darin zur Brutzeit umherstreifende Schwärme von bis zu 52 Rabenkrähen gegeben. Wenige Jahre nach Jagdeinstellung wurden keine Nichtbrüter-Gruppen mehr, sondern nur noch revierbesetzende Paare festgestellt.

Reichholf bezieht sich außerdem auf eine umfangreiche Auswertung der Befunde zur Häufigkeit von Krähen und Elstern in Stadt und Land, die von Ulrich Mäck und Maria-Elisabeth Jürgens (1999) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz erstellt worden war. Diese hätte ergeben, dass es keine Nachweise für die Beeinträchtigung der Singvogelbestände oder des „Niederwildes“ durch

diese Krähenvögel gibt. Auch eine starke Zunahme des Brutbestandes von Elstern in der Stadt führte nicht zum Rückgang der kleinen Singvögel. Es gäbe daher keinen vernünftigen Grund, Krähenvögel zu bejagen (REICHHOLF 2017).

Sind Gebiete ohne Jagd respektive „Prädationsmanagement“ vogelfrei?

In **Luxemburg** (2.586.000 ha) gilt seit 2015 ein Verbot der Jagd auf Füchse. Nach Mitteilung des Umweltministeriums ist der Bestand der Art gemäß der Monitoringergebnisse stabil und gleichbleibend. Die Ursache für den Rückgang von Vogelarten landwirtschaftlicher Flächen bestünde aus der Zerstörung, Verarmung und Zerschneidung der Lebensräume dieser Arten. Hier setze das Ministerium u.a. auf die Umsetzung der Managementpläne für die Vorkommensgebiete sowie auf die Förderung der Biolandwirtschaft. Der Befall mit dem Fuchsbandwurm hätte von 40 % im Jahre 2014 auf unter 20 % abgenommen (GANSER 2020).

Im etwa 70.000 ha kleinen italienischen **Nationalpark „Gran Paradiso“**, der Höhenmeter zwischen 800 und 4.000 abbildet, finden spätestens seit 1970 keine jagdlichen Eingriffe mehr statt (BRUNKE 2021). Neben fünf Paarhuferarten kommen auch zahlreiche Karnivoren-Arten (u.a. Rotfuchs, Dachs, Mauswiesel, Hermelin, Baumarder, Steinmarder), gleichzeitig u.a. Alpenschneehuhn, Steinhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn vor (PNGP 2021). Probleme oder Schäden sind nicht bekannt (BRUNKE 2021).

Im **Nationalpark „Bayerischer Wald“** ist der Eingriff in Karnivoren-Populationen auf den rund 250.000 ha untersagt. Eine Publikation des Nationalparks kommt zu dem Schluss, dass wenig bejagte Fuchspopulationen weniger Nachkommen haben und ihr Durchschnittsalter höher ist. Ferner sei die erfolgreich wiederangesiedelte Population des Auerhuhns nicht durch den Rotfuchs gefährdet, es wurden keine Nachweise von Raufußhühnern in den Fuchslosungen gefunden (STÜRZER & SCHNAITL 2009).

Das 436 ha große **Vogelschutzgebiet „Rieselfelder Münster“** weist Wasserflächen, Röhrichte, feuchte Weiden und Wiesen sowie Streuobstwiesen und Brachen auf. Es beherbergt die einzigen regelmäßigen Brutvorkommen Nordrhein-Westfalens von Rohrschwirl, Tüpfelralle und Bartmeise, ferner etwa 50 % der landesweiten Population des Blaukehlchens.

Ab 1976 wurde die Jagd nur noch im Südostteil verpachtet, ab 1997 im Gesamtgebiet eingestellt. Einflüsse finden immer wieder durch Nachbarjagden statt (LANUV 2019).

Im Gebiet kommen fünf Karnivoren-Arten und seit wenigen Jahren unregelmäßig das Wildschwein vor. Im Jahre 2020 wurde erstmals der Waschbär als sechste Karnivoren-Art nachgewiesen.

Die Uferschnepfe brütet im Gebiet seit 1988 nur noch unregelmäßig. Der Rotschenkel nahm bereits ab etwa 1984 stark ab und brütet seit 1992 nicht mehr im Gebiet. Diese Entwicklungen, aber auch die negative Entwicklung beim Kiebitz (5 % des Ausgangsbestands in 2014) seien charakteristisch für die Arten agrarisch geprägter Bereiche Deutschlands.

Im Zuge von Untersuchungen mittels Infrarot-Kameras an Kiebitznestern in 1999 konnte zweifelsfrei festgestellt werden, dass Krähen bei der Zerstörung von Kiebitznestern keine Rolle spielten; stattdessen wurde in einigen Fällen der Fuchs und einmal der Iltis als Prädator identifiziert.

Rohrweihe, Schnatterente, Tafelente, Kolbenente, Tüpfelralle, Brandgans, Schwarzkopfmöwe, Lachmöwe, Feldschwirl, Blaukehlchen und Schwarzkehlchen sind im Betrachtungszeitraum überwiegend erst eingewandert und weisen keine negativen Bestandstrends auf (LANUV 2019).

Das 40 ha kleine **Naturschutzgebiet „Dellbrücker Heide“** in Köln weist Wald- und Offenlandhabitate sowie ein aufgelassenes Kiesgrubengewässer mit fließenden Übergängen und jeweils ähnlichen Flächenanteilen auf.

Die weitgehende Jagdruhe hat sich hier sehr positiv auf die Avifauna ausgewirkt. Im Vergleich zwischen den Erhebungen in 2002 und 2016 hat die Zahl der Reviere bodenbrütender Arten signifikant zugenommen, bei gleichzeitig zumindest im Naturschutzgebiet selbst unbeeinflussten Beständen von fünf Karnivoren-Arten und des Wildschweins (STICHT 2020).

Gefährdungsursachen für Bodenbrüter der Feldflur

Zu den unmittelbaren Beeinträchtigungen für Bodenbrüter der offenen Kulturlandschaft zählten u.a. die intensive Landwirtschaft und mikroklimatische Verschlechterungen infolge der „schleichenden Eutrophierung“. Ein zusätzlicher Einfluss von Prädatoren sei offensichtlich,

wobei vielfach unklar sei, warum die früher wirkungsvollen Strategien zur Feindvermeidung und -abwehr heute bei vielen Brutvögeln nicht mehr erfolgreich seien (SÜDBECK et al. 2007).

Neben dem Verlust geeigneter Lebensräume durch Meliorationen und Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung ist in Kulturlandschaftshabitaten der Verlust von Nestern, Jung- und Altvögeln während der Mahd eine der wichtigsten Gefährdungsursachen für den in NRW vom Aussterben bedrohten **Wachtelkönig** (*Crex crex*). Schutzmaßnahmen sind mehrjährige Brachen und Anpassung der Mähtermine. Lebensraumverluste durch Straßen, Wohn- und Gewerbegebiet und Aussiedlung landwirtschaftlicher Gebäude sind zu vermeiden. Dasselbe gelte für lärmintensive Betriebe, zu welchen auch Windenergieanlagen gezählt werden (GRÜNEBERG et al. 2013).

Im Falle der **Wachtel** (*Coturnix coturnix*) ist, neben den hohen Verlusten auf dem Zug durch Bejagung, die Intensivierung der Feldnutzung für die seit knapp drei Jahrzehnten in NRW bestehende Einstufung als „stark gefährdet“ verantwortlich. „Hier und Dort“-Maßnahmen helfen kaum weiter, sondern nur großflächig angelegte Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatstruktur und des Nahrungsangebots (GRÜNEBERG et al. 2013).

Seit Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre ist der Trend der Bestandsentwicklung in NRW beim stark gefährdeten **Kiebitz** (*Vanellus vanellus*) vor allem aufgrund des zu niedrigen Bruterfolgs durch intensivierte Landnutzung rückläufig (GRÜNEBERG et al. 2013).

Stärkste Beeinträchtigungen sind frühe und häufige Ackerbearbeitung oder Mahd, intensive Düngung, Gülle- und Pestizideinsatz, zu dichte Saatzeilen, Nachsaat, zu hohe Viehdichten, zu dichtes und hoch aufwachsendes Grünland, Verlust von Brachen und Säumen. Weitere Beeinträchtigungen sind Zerschneidung offener Landschaftsräume und menschliche Störungen an den Brutplätzen. Prädation in erster Linie durch „Raubräuber“ könnte auch einen maßgeblichen Einfluss haben, vermutlich auch jagdbedingte Mortalität in Südwesteuropa (GRÜNEBERG et al. 2013).

Lebensraumverlust oder -verschlechterung (Grünlandumbruch, Melioration), Nutzungsintensivierung (u.a. intensive Düngung, frühe Mahdtermine, enge Bearbeitungsintervalle), Verinselung der Brutgebiete und menschliche Störungen sind bei der in NRW vom Aussterben bedrohten **Uferschnepfe** (*Limosa limosa*), wie bei anderen Feuchtgrünlandarten, als wesentliche Ge-

fährdungsfaktoren anzuführen. Als natürliche Verlustursachen kommen weiterhin Prädation, z.T. verstärkt durch intensive Landwirtschaft, Überschwemmungen oder zu niedrige Wasserstände hinzu (GRÜNEBERG et al. 2013).

Der in NRW nach wie vor vom Aussterben bedrohte (GRÜNEBERG et al. 2016) **Rotschenkel** (*Tringa totanus*) ist durch Verlust und Entwertung der Lebensräume, Entwässerung, Nutzungsintensivierungen und Störungen gefährdet. Aufgrund der versteckten Nestanlage sind Rotschenkel weniger stark von Prädation betroffen als andere Feuchtgrünlandarten (GRÜNEBERG et al. 2013).

Auf der bundesweiten Roten Liste wurde die Art von „stark gefährdet“ in die Vorwarnliste herabgestuft (SÜDBECK et al. 2007).

Für den Schutz der Art sind hohe Grundwasserstände, eine extensive Bewirtschaftung (keine Nutzung vor Ende Juni, besser Mitte Juli, geringe Viehdichten, keine oder reduzierte Düngung, Verzicht auf Pestizide und Nachsaat) und weitgehende Störungsfreiheit wichtig (GRÜNEBERG et al. 2013).

Gefährdungsursachen für den in NRW gefährdeten **Großen Brachvogel** (*Numenius arquata*) sind Grünlandumbruch, Grundwasserabsenkung und andere nachteilige Veränderungen des Wasserhaushalts, Nutzungsintensivierung der Landwirtschaft, Gelegetverluste infolge landwirtschaftlicher Bearbeitung oder zu hoher Viehdichten sowie Prädation. „Bei Verminderung der auf die Landwirtschaft zurückgehenden Schäden sind die Auswirkungen der Prädation nicht bestandsgefährdend“ (GRÜNEBERG et al. 2013).

Beispiele zum Schutz von Wasservogelarten

Die **Lachmöwe** (*Larus ridibundus*) gilt in NRW aktuell als ungefährdet (GRÜNEBERG et al. 2016). In ihrem ursprünglichen Lebensraum waren regelmäßige Standortverlagerungen der Brutkolonien durch die natürliche Dynamik in den Flussauen erforderlich (GRÜNEBERG et al. 2013).

Da diese ursprünglichen Lebensräume heute fast alle vernichtet bzw. die Wiederherstellung im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie politisch weitgehend verhindert worden waren, besiedeln die großen Kolonien fast ausschließlich Ersatzhabitate in Schutzgebieten, die diese Dynamik nicht (mehr) aufweisen. D.h. wenn Brutbestände von Lachmöwen durch natürliche Einflüsse (z.B. Hoch- und Niedrigwasser, Prädatoren) dauerhaft beein-

trächtigt werden, ist als mögliche Ursache in Betracht zu ziehen, dass Primärhabitats fehlen und Ersatzhabitate nicht die Qualität von Primärhabitats aufweisen.

Neben niedrigen Wasserständen, dem jagdlichen Abschuss, Angelschnüren und der Verschlechterung der Nahrungsgrundlage in zu Kolonien angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen könne als Gefährdungsursache lokal auch Prädation eine Rolle spielen. Als Beispiel wird das 176 ha große NSG „Zwillbrocker Venn“ angeführt, wo der Prädatorendruck durch einen Schutzzaun und ein „spezielles Jagdkonzept“ minimiert werde (GRÜNEBERG et al. 2013).

Im 436 ha großen Vogelschutzgebiet „Rieselfelder Münster“ herrscht seit 1997 vollständige Jagdruhe, entsprechend findet auch kein „Prädationsmanagement“ statt (LANUV 2019). Dennoch oder deswegen beherbergt das Schutzgebiet seit Jahrzehnten eine der größten Lachmökolonien Nordrhein-Westfalens.

Die bundesweit vom Aussterben bedrohte **Trauerseeschwalbe** (*Chlidonia niger*) besiedelt Altwässer, Moore und Sümpfe mit mind. 10 % offenem Wasser, mind. 5 % treibenden Wasserpflanzenresten bzw. Schwimmblattvegetation und mind. 20 % offener krautreicher Vegetation am Rande des Gewässers (GRÜNEBERG et al. 2013).

In NRW kommt sie nur noch in einem Naturschutzgebiet mit zwei Kolonien vor. Hier wurden die Kolonien durch die Anlage von künstlichen Brutflößen gerettet und konnten sich dadurch wieder vergrößern (VOSSMEYER et al. 2014).

Besonders Temperatur, Wind und Niederschlag haben einen beträchtlichen Einfluss auf den Bruterfolg. Auch Prädation kann den Bruterfolg erheblich negativ beeinflussen (VOSSMEYER et al. 2014).

Dies sind allerdings alles natürliche Einflüsse, die bereits vor dem Zusammenbruch nordrhein-westfälischer Populationen Bestand hatten. Entscheidend ist offenbar die mangelnde Habitatqualität, welche den Einsatz künstlicher Brutflöße erst notwendig machte. Ferner fehlen der Art Ausweichmöglichkeiten in Form anderer geeigneter Standorte, die sich einst von Natur aus immer wieder entwickelt hatten.

Bei einem Fotofallenmonitoring konnten Bläßbralle und Waldohreule als Prädatoren auf den Brutflößen nachgewiesen werden. Zudem spielte offenbar Wellenschlag durch laichende Karpfen eine wichtige Rolle bei Gelegetverlusten. Durch die Einführung eines Ei-Rollschatzes

wurden die Verluste durch Karpfen erfolgreich minimiert. Der Einfluss von Prädatoren ist vermutlich geringer zu gewichten als der Einfluss laichender Karpfen, kann aber dennoch zu empfindlichen Verlusten führen (VOSSMEYER et al. 2014).

Das jährliche Ausbringen der Nisthilfen an gleicher Stelle kann Prädation verursachen oder sogar verstärken, da dies einen Lerneffekt bei Prädatoren hervorruft (VOSSMEYER et al. 2014).

Dies war offensichtlich eine Ursache für die Prädation des einen Individuums der Bläballe, welche aber durch geeignetes Management (jährliche Variation der Brutflößstandorte) abgefedert werden kann. Auch die Konkurrenz mit anderen Wasservogelarten um die Brutflöße wird ja auch dadurch induziert, dass es sich bei diesen Nisthilfen um künstliche Anlagen handelt, die sich eben von natürlichen Nistunterlagen unterscheiden – mit allen Vor- und Nachteilen.

Interessant an diesem Beispiel ist, dass nicht der Reflex einsetzte, Waldohreule, Bläballe und Karpfen möglichst zu beseitigen oder wenigstens kurzfristig zu reduzieren. Im Falle der in NRW gefährdeten Waldohreule (GRÜNEBERG et al. 2016) hätte dies auch den Artenschutz-Widerspruch, welchen die Idee des „Prädationsmanagements“ impliziert, schonungslos offengelegt. Stattdessen wurden bis zu dem betrachteten Zeitpunkt nachhaltig ausgerichtete Strategien entwickelt, die letztlich Erfolg zeigten.

Wiesenvogelschutzgebiete NRW

Die 33.500 ha große Kulisse der Wiesenvogelschutzgebiete Nordrhein-Westfalens ist lediglich auf rund 50 % der Fläche in einem relativ guten Zustand. Damit ließe sich auch die negative Bestandsentwicklung bei den meisten Wiesenbrütern erklären (BECKERS et al. 2021).

Aus einer Effizienzkontrolle leiteten die beteiligten Biostationen einen besonders hohen Handlungsbedarf bei Wasserhaushalt und Flächenerwerb, Bewirtschaftung und Vertragsnaturschutz sowie beim „Prädationsmanagement“ ab. Das „Prädationsmanagement“ wird damit begründet, dass sich in den letzten Jahren ein verstärkter Einfluss insbesondere von Karnivoren auf die Reproduktion der Wiesenvögel ergeben hätte. Dieses könne geeignete Maßnahmen zur Lebensraumentwicklung, direkte Prädatorenreduktion oder mobile Elektrozäune beinhalten und sollte dort durchgeführt werden, wo die Lebens-

raumverhältnisse strukturell verbessert wurden und eine Ursachenanalyse die Prädation als wesentlichen Faktor für eine unzureichende Reproduktion ergeben würde (BECKERS et al. 2021).

Was die Autoren unerwähnt lassen ist, dass eine bestandsgefährdende Prädation in keinem Falle eine Ursache sein kann, sondern ein Effekt unzureichender Lebensraumqualität bzw. von Managementdefiziten ist (siehe vorherige Artikel). Die Ursachen für diese Mängel werden auch benannt: unzureichende Ausstattung des Vertragsnaturschutzes und ein schlechter Wasserhaushalt, damit weiterhin intensive Landwirtschaft u.a. mit Dünge- und Pestizideinsatz sowie hohen Schlageinheiten, großen Schlägen und Maisanbau sowie Fortführung der Entwässerung.

Zwar soll das „Prädationsmanagement“ beschränkt werden auf solche Fälle, bei welchen eine unzureichende Reproduktion der Wiesenbrüter trotz struktureller Verbesserungen festgestellt wird. Doch beinhalten diese strukturellen Verbesserungen eben nicht unbedingt (möglicherweise sogar in keinem Falle) jene, welche die maßgeblichen sind, sondern nur solche, die durch den Besitzer akzeptiert werden. So beschreiben die Autoren indirekt, dass eine eigentlich notwendige Wiedervernäsung nicht in ausreichendem Maße möglich ist.

„Da eine maßgebliche Verbesserung des Wasserhaushalts nur auf Flächen möglich ist, die dauerhaft dem Naturschutz zur Verfügung stehen, besteht ein hoher Handlungsbedarf im verstärkten Erwerb der hierfür erforderlichen Areale“ (BECKERS et al. 2021).

Da viele Landwirt*innen und Jäger*innen, häufig in Personalunion, ihre Verantwortung für den Schwund der biologischen Vielfalt negieren und stattdessen die Defizite „Raubtieren“ und Rabenvögeln, bisweilen auch „Raubvögeln“ anlasten, ist das so genannte „Prädationsmanagement“ oft das einzige Instrument, bei welchem ein Flächenbesitzer „an Bord“ geholt werden kann. Es scheint also hier vordringlich darum zu gehen, überhaupt irgendeine Aktivität, ob nachhaltig oder nicht, vorweisen zu können – sowohl für Landwirtschaft als auch hauptamtlichen Naturschutz. Da biologische Stationen in NRW aufgrund der Förderstruktur von politischen Mehrheiten im Land und vor allem in den Kommunen abhängig sind, muss es ihnen verständlicherweise auch darum gehen, trotz widriger Umstände Aktivität und Beschäftigung im hauptamtlichen Naturschutz nachzuweisen und abzusichern.

Fazit

Ursachen für den Rückgang von bodenbrütenden Vogelarten sind der Verlust und die Entwertung geeigneter Lebensräume durch bauliche Eingriffe, Stickstoffdepositionen und die Intensivierung der Landnutzung. Die Prädation ist als natürliche Verlustursache, die bereits vor dem Rückgang der betroffenen Vogelarten in unbekanntem Maße bestand, für sich genommen nicht populationsgefährdend, kann aber offenbar durch intensive Bewirtschaftung (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Angelsport, Jagd) verstärkt werden. Insofern ist sowohl in Wald- und Offenlandhabitaten wie auch im Bereich von Gewässern eine Fokussierung auf die eigentlichen Gefährdungsursachen, die unzureichende Qualität der Habitate, und nicht etwa auf die Minimierung natürlicher Verluste zielführend und begründbar.

Hinzu kommt, dass jagdliche Eingriffe keine regulierenden Einflüsse erzeugen und im Gegenteil sogar zum kurzfristigen Anstieg von Beutegreifereinflüssen führen können.

Ferner sind die mit der Jagd verbundenen Eingriffe als Teil der Störungen in Habitaten der Fokusarten zu identifizieren, die ebenfalls zu den Gefährdungsursachen zählen (GRÜNEBERG et al. 2013).

Der Versuch des Ausschaltens von Karnivoren durch jagdliche Eingriffe ist damit aus naturschutzfachlicher Perspektive weder eine zielführende noch nachhaltige Artenschutzstrategie. Sie hat somit vor allem eine politische Ventilfunktion.

Diese kann in dem fehlenden Willen der Flächenbewirtschafteter*innen für die eigentlich notwendigen Habitataufwertungen und Vermeidungen von Flächenverlusten bzw. in der fehlenden oder nicht ausreichenden finanziellen Attraktivität und Ausstattung geeigneter Maßnahmen liegen. Wesentlicher Schlüssel ist hierbei die Agrarförderung. Der Vertragsnaturschutz ist aufgrund seiner geringen Attraktivität bisher weitgehend gescheitert. Effizienter und nachhaltiger ist erwartungsgemäß die Bindung der Flächenprämie an eine naturschutzverträgliche Bewirtschaftung, die bisher aber politisch nicht durchgesetzt werden konnte. Das „Prädationsmanagement“ ist dann der Versuch einer Kompensation von eigentlich notwendigen, aber nicht durchgesetzten Maßnahmen wie z.B. der Wiedervernässung, mit welchem Landwirt- und Jägerschaft, aber auch ausführenden Projektverantwortlichen ein Alibi verschafft werden soll bzw. diese sich selbst verschaffen können. Wenn aber nur Blühstreifen angeboten werden, an welchen der

Fuchs hervorragend entlang patrouillieren kann, anstatt weiträumig eine kleinparzellierte Extensivlandwirtschaft mit Wiedervernässung anzubieten, ist die Jagd auf Prädatoren tatsächlich ein zu schwaches Alibi. Insbesondere dann, wenn dieses dazu führt, dass die Behandlung der eigentlichen Ursachen vernachlässigt oder gar ausgesetzt wird.

Eingriffe in Populationen, die nur ohne jagdliche Mittel und mit hohem professionellen Aufwand zielführend sein können, bleiben über § 45 Abs. 7 BNatSchG genehmigungsfähig, falls dies naturwissenschaftlich begründet und naturschutzfachlich vertreten werden kann (vgl. „Was verbirgt sich hinter Wildtiermanagement?“). Das ist bei autochthonen Karnivorenarten aber bisher und absehbar nicht der Fall (zu gebietsfremden Karnivoren siehe „Neue Tierarten in Deutschland“).

Wie wenig Jagd und auch eine „letale Entnahme“ im Rahmen eines Naturschutzmanagements eine substanzielle Antwort auf den Schutz seltener Arten sein kann, wird auch bei einem Blick auf die gesamte Schutzsubstanz sichtbar. Die Jagd wird nur zum Schutz für wenige Arten diskutiert. Der Schutz letzter Vorkommen seltener Pflanzen oder Insekten oder vieler kleiner Wirbeltiere wird weit weniger massiv betrieben, da reicht es oft noch nicht einmal für ordentliche Verbotsschilder oder ein gezieltes Schutzmanagement; die Vernichtung von Populationen geschieht hier sogar mit behördlicher Duldung (z.B. Bau- und Straßenvorhaben in Zülpich im Falle des Feldhamsters, Gewerbegebiet in Eitorf im Vorkommensgebiet von Ameisenbläulingen oder großflächige Fichtenkahlschläge während der Brutzeit im Haselhuhngebiet des südlichen Siebengebirges). Naturschutz braucht insofern tragfähige Konzeptlösungen für ganze Lebensgemeinschaften und einen wirksamen Vollzug des Schutzes. Symbolpolitik für wenige Arten ist kritisch zu reflektieren, ein Aussterben ist nämlich in allen Fällen wirksam zu verhindern.

Was ist eigentlich Wald?

Nach § 2 Bundeswaldgesetz ist Wald „jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche“. Allerdings ist es gemäß § 1 auch u.a. Zweck des Gesetzes, „die Forstwirtschaft zu fördern“.

Rechtlich sind Wald und Forst also gleichgestellt. Entsprechend werden beide Begriffe auch im allgemeinen Sprachgebrauch in der Regel synonym verwandt.

In der Vegetationskunde und damit nach naturwissenschaftlicher Definition wird unterschieden zwischen Wald- und Forstökosystemen. Waldökosysteme entstehen aus Naturverjüngung bzw. in Folge von Sukzession (selbstständiger Vegetationsentwicklung), Forstökosysteme aus künstlicher Verjüngung (Aufforstung, Anbau). Diese beiden Ökosystemtypen können sich in Struktur und Funktion erheblich unterscheiden (SCHUBERT 1991). Das Bundesamt für Naturschutz bspw. unterscheidet hier entsprechend unterschiedliche Biotoptypen der Wälder und Forste bzw. beschreibt „Holzforste“, die, anders als Wälder, aus angepflanzten Baumbeständen bestehen (BFN 2017).

Der Anbau ist ein Biodiversitätsproblem

Mit Blick auf die „Wälder“ Deutschlands und die Erhaltungszustände geschützter Arten und Lebensräume wird deutlich, dass die naturwissenschaftliche Unterscheidung zwischen selbstständig gewachsenen Waldökosystemen und angebauten Forsten auch im naturschutzpolitischen Einsatz zielführend ist. Denn der Mangel an Biodiversität in unseren Wäldern – in NRW ist etwa ein Viertel der Waldarten gefährdet oder ausgestorben (MKULNV 2015) – liegt nicht nur in dem eigentlich bekannten Mangel an Alters- und Zerfallsphasen mit stehendem und liegendem Totholz, sondern unter anderem auch in der monotonen Arten- und Altersstruktur dicht und flächig gepflanzter Bestände sowie in der Verdrängung von Arten der frühen Sukzessionsstadien, Säume, Waldmäntel und Vorwälder durch Anbau begründet. Stellvertretend dafür seien die zahlreichen Insektenarten, die von Heidekraut, Besenginster oder Salweide abhängig sind, oder auch die streng geschützten und hochgradig gefährdeten Leitararten Grauspecht, Mopsfledermaus und Heldbock genannt, die Uraltbäume genauso benötigen wie Waldlücken.

Hinsichtlich der Biodiversität von Wäldern spielen sowohl für Fauna als auch für Flora die Waldlücken und

die frühen Sukzessionsstadien eine ebenso herausragende und entscheidende Rolle wie die Terminal- und die Zerfallsphase der Waldentwicklung (HILMERS & MÜLLER 2020).

Forste können Huftiere zu „Problemtieren“ machen

Im Kontext „Wald und Huftiere“ ist die naturwissenschaftliche Unterscheidung der beiden Ökosystemtypen Wald und Forst ebenfalls relevant.

Wegen der unnatürlichen Artenzusammensetzung, der unnatürlich monotonen Altersstruktur sowie des unnatürlich dichten Baumbestands (Bestockungsgrads) fehlen in Forstökosystemen Requisiten, die Naturverjüngung in Waldökosystemen Vorteile verschafft (ausführlich erläutert unter „Faktoren für die Entwicklung von Huftierbeständen, Faktor Forstwirtschaft“).

Erst auf diesen Mangel wirkt dann der Einfluss von Paarhufern ein. Die Ursache für eine geringe oder fehlende Naturverjüngung können also „Waldbau“ und „Waldumbau“ sein.

Was hat Bauen mit Wald zu tun?

Das beschriebene Defizit führt vielfach zur häufigen und undifferenzierten Anwendung von forstlichen Begriffen wie „unterbauen“ oder „Waldumbau“. Es gilt aber klarzustellen, dass die Entwicklung von Waldökosystemen nicht durch wie auch immer geartete bauliche Maßnahmen unterstützt oder eingeleitet werden kann.

Initialpflanzungen können auch aus naturwissenschaftlicher Perspektive sinnvoll sein, um eine z.B. durch die Forstwirtschaft verdrängte standortheimische Gehölzart oder -sippe wiedereinzuführen. Bspw. auf Fichtenforstandorten mit dominanter Fichtenverjüngung kann es sinnvoll sein, standortheimischen Laubbaumarten durch Anpflanzung Vorteile zu verschaffen. Das sollte aber auf max. truppweise Pflanzung mit geringen Gesamtbaumzahlen pro Hektar beschränkt werden.

Truppweise Pflanzungen bilden einen verträglich gestaltbaren Mittelweg zwischen bestimmten Ansprüchen der Holzproduktion und der Biodiversität: Innerhalb der Kreisrunden, dichten aber kleinflächigen Pflanzungen

bieten sich die Bäume der gewünschten, aber stand-orthemischen Sippe gegenseitig Schutz vor Verbiss und Verdunstung. Gleichzeitig bleibt zwischen den Trupps Raum für eine naturnahe Vegetationsentwicklung und damit für biologische Vielfalt (BAUMGARTNER et al. 2019).

Das Missverständnis mit der potenziell natürlichen Vegetation...

Die potenziell natürliche Vegetation (pnV) nach TÜXEN 1956 ist ein theoretisches Konzept, welches eine Vegetation bezeichnet, die sich erwartungsgemäß einstellen würde, wenn der Mensch seine Einflüsse zum gegenwärtigen Zeitpunkt beenden würde. Als Grundlage oder gar Leitbild für ein Management ist die pnV völlig ungeeignet und war darauf auch nie angelegt worden.

Die pnV berücksichtigt bewusst nicht, dass Ökosysteme gerade in den gemäßigten Breiten in den letzten Jahrtausenden sehr dynamisch waren und bis heute sind. Sie setzt außerdem bisherige menschengemachte, nachhaltige (teils reversible) Veränderungen (Ausrottung von Arten, Einführung von Neobiota, forstlicher Anbau, Grundwassersenkung, Abgrabungen, Fließgewässerregulierung, industriell induzierte Depositionen etc.) als Ausgangszustand bewusst voraus und ist daher nicht etwa, wie häufig Folge der Missinterpretation, mit einem anzunehmenden ursprünglich natürlichen Zustand oder den Schutzziele und -gütern des BNatschG zu verwechseln. Daher spielt die pnV weder in der Naturschutzgesetzgebung noch in der Naturschutzpraxis irgendeine Rolle. Daraus folgt natürlich im Sinne einer naturwissenschaftlich konsistenten und ökologisch nachhaltigen Forderung auch, dass keine Jagdstrecke an pnV auszurichten ist.

Diverse Autoren haben im Laufe der Jahrzehnte immer wieder versucht, das Konzept zu modifizieren. Aber es gibt aus naturschutzfachlicher Perspektive aufgrund einer ausreichenden Zahl erfolgreich angewandter Strategien und Konzepte (vgl. BUND 2012) dafür keinen Bedarf.

...und dem „Entmischen“ außerhalb von Weisergattern

Erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang eine Untersuchung unter Federführung des Landesbetrieb Wald und Holz NRW über den Einfluss von Paarhufern auf

Baumverjüngung in „Verjüngungsstadien“ von Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens (STRIEPEN 2013).

Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass die Artenvielfalt der Baumverjüngung in 75 % der untersuchten Naturwaldzellen außerhalb des Weisergatters durch Paarhufer signifikant reduziert war, also durch Paarhuferarten „entmischt“ worden sei.

Auf der anderen Seite könnten Huftiere die Etablierungsbedingungen der Baumverjüngung fördern, indem sie die Ausbreitung verbissempfindlicher „Boden-decker“ wie Brombeere und Efeu verhinderten. Diese „Boden-decker“ begünstigten den Baumsamenverlust durch Kleinnager und würden die Konkurrenzfähigkeit junger Bäume reduzieren. Zusätzlich „vermag das Schalenwild die Dynamik der Waldbodenvegetation zu erhöhen.“ Verantwortlich hierfür sei die Störung der Vegetations- und Laubstreudecke durch Wühlen oder Tritt. Entsprechend könnten die Huftiere dadurch die Keimungsbedingungen der Gehölze verbessern.

Dieses durchaus differenzierte Ergebnis ist jedoch sehr vorsichtig zu interpretieren.

So sind Naturwaldzellen in NRW nicht unbedingt naturnahe Wälder, sondern zu unterschiedlichen Zeitpunkten weitgehend aus der forstwirtschaftlichen Nutzung genommene Baumbestände, die sowohl aus Wald- als auch Forstökosystemen bestehen können. Selbst in Naturwaldzellen findet zumindest punktuell immer wieder Holzentnahme statt und werden auf geräumten Flächen Forste angelegt (STICHT 2021). Zwischen den unterschiedlichen Biotoptypen Wald und Forst mit unterschiedlichen strukturellen Ausgangsvoraussetzungen (z.B. unnatürlich monotone Alters- und Artenstruktur und künstlich induzierter Bestockungsgrad) wird aber nicht differenziert.

Der Zeitraum, innerhalb welchem Vegetationsaufnahmen stattgefunden haben, betrug maximal 17 Jahre. Gemessen an dem natürlichen Höchstalter von bestandsbildenden Baumarten wie Buche oder Eiche und den für sie minimal notwendigen Intervallen des Verjüngungserfolgs ist das ein deutlich zu kurzer Zeitraum, um daraus eine langfristige Gefährdung der Baumartendiversität ableiten zu können.

Für einen dauerhaften Wald ist keineswegs eine ständig verfügbare oder nachweisbare Naturverjüngung im Unterwuchs erforderlich. Das hohe Alter der Einzelbäume führt dazu, dass es ausreicht, wenn innerhalb der Lebensspanne kurze, erfolgreiche Verjüngungsperioden

existieren (HARTHUN 2021).

Ferner werden alle Naturwaldzellen bejagt, was aber bei der Auswertung unberücksichtigt blieb. Die Berücksichtigung der durch jagdliche Eingriffe erzeugten populationsdynamischen Effekte kann jedoch von wesentlicher Bedeutung sein (vgl. „Faktoren für die Entwicklung von Huftierbeständen“).

Auch müssen die Feststellungen aus Weisergattern, in welchen Paarhufer „ausgesperrt“ sind, richtig interpretiert werden. Nach Angabe der Autoren wird durch diese das „Entwicklungspotenzial eines Bestandes dokumentiert.“ Tatsächlich bilden sie ausschließlich das Entwicklungspotenzial der Vermehrung von Holzgewächsen ab, und zwar unter vollkommen unnatürlichen Umständen. Denn es gibt in Mitteleuropa von Natur aus keine Waldökosysteme ohne Huftiereinfluss (vgl. „Die ursprünglich heimische Großtierfauna Mitteleuropas“). Insofern mögen Weisergatter den Sollzustand aus forstwirtschaftlicher Sicht wiedergeben, sie dürfen aber, wie leider häufig der Fall, nicht als Referenzflächen für naturnahe Zustände oder naturschutzverträgliche Huftiereinflüsse missinterpretiert werden.

Wie sieht es in echten Naturwäldern aus?

Im 170.000 ha großen **Schweizerischen Nationalpark** (SNP), in welchem seit einigen Jahrzehnten weder Forstwirtschaft noch Jagd stattfinden, mit Reh, Rothirsch, Gämse und Alpensteinbock vier Huftierarten unbeeinflusst vorkommen, hat die Forschungskommission des Nationalparks ein ganz anderes Monitoringergebnis ermittelt: weder die Verjüngungsrate noch die Vielfalt an Baumarten, die an der Verjüngung beteiligt sind, korrelieren mit den Huftierbeständen (SCHÜTZ et al. 2020).

„Der Verbiss des Haupttriebs wird oft als wichtiger Faktor für das gehäufte Absterben von Jungbäumen gesehen, welches langfristig die Regeneration des Waldes verhindern oder die bevorzugten Arten lokal zum Verschwinden bringen kann.“

„Unsere Daten aus dem SNP unterstützen diese These nicht. Im Gegenteil, auf Probeflächen, auf denen die Bäume häufiger verbissen wurden, d.h. Endtriebverbiss auf der betrachteten Stichprobenfläche sowohl in der ersten wie in der zweiten Erhebung festgestellt wurde, war die Baumartendiversität höher als auf Flächen, auf denen nur in einer der zwei Erhebungen Verbiss festgestellt wurde. Und auf Letzteren war die Baumarten-

zusammensetzung ebenfalls vielfältiger als auf Flächen, auf denen kein Verbiss gefunden wurde“ (SCHÜTZ et al. 2020).

Der größte Unterschied zwischen dem SNP und den meisten anderen Gebieten, in denen die Baumverjüngung in Abhängigkeit der Huftierbestände untersucht wurde, ist die kaum vorhandene Störung durch Menschen. Die Erholungslenkung funktioniert, das Mitführen von Hunden ist untersagt, eine Landnutzung inkl. Jagd findet nicht statt. Diese Rahmenbedingungen bilden wahrscheinlich einen Hauptgrund dafür, dass der Verbiss an Bäumen trotz hoher Huftierdichten wesentlich geringer ist als an Orten, wo mehr Störungen auftreten und diese die Raumnutzung für die Huftiere einschränken (SCHÜTZ et al. 2020).

Auch aus Gebieten, die im Flachland liegen und ungleich kleiner sind, werden diese Feststellungen bestätigt. Ein Beispiel aus dem suburbanen Raum ist das 40 ha kleine **Naturschutzgebiet „Dellbrücker Heide“** in Köln.

Nach 10 Jahren weitgehender Jagdruhe ist eine dynamische Populationsentwicklung, aber insgesamt kein Wachstum von Populationsgröße und -dichte bei den beiden vorkommenden Huftierarten Reh und Wildschwein feststellbar.

Etwa die Hälfte der Fläche machen Waldökosysteme aus, zwei kleinflächige Forste werden schrittweise in Niederwälder umgewandelt. Der Waldanteil wurde und wird im Zuge der Umsetzung des Pflege- und Entwicklungsplans sukzessive verkleinert.

Eine Beeinträchtigung der selbstständigen Vermehrung von Baumarten durch Huftiere ist nicht feststellbar. Dies ist umso bemerkenswerter, als dass mit einer periodischen Waldweide (Ziege, Schaf) ein zusätzlicher Huftiereinfluss besteht (STICHT 2020).

Wesentliche Ergebnisse in Kurzform

- Der sog. „Wald-Wild-Konflikt“ hat ursächlich weder mit Waldökosystemen noch mit jagdbaren Huftierarten zu tun, sondern ist tatsächlich ein Nutzungskonflikt zwischen den verschiedenen menschlichen, untereinander konkurrierenden Ansprüchen, insbesondere der Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Jagd.
- Jagd kann nicht zu einer Regulation, sondern nur zu einer kurzfristigen Reduktion führen. Die überwiegend ausgeübten Jagdmethoden haben keinen oder sogar einen nicht erwünschten Einfluss auf die Bestandsentwicklung der verfolgten Art.
- Entscheidende „Regulatoren“ für Huftierbestände sind Nahrungsverfügbarkeit und mehrere populationsökologische Prozesse.
- Bestände von Wolf und Luchs werden in erster Linie durch die Verfügbarkeit ihrer Beutetiere, insbesondere Huftiere, gesteuert, nicht Huftierpopulationen durch Wolf und Luchs. Darüber hinaus gibt es keinen Bedarf für den Ersatz der Prädatoren. Die Einflüsse von Wolf und Luchs können nicht durch Menschen ersetzt werden.
- Huftiere sind ursprüngliche Schlüsselarten in unseren Ökosystemen. Daher ist entscheidend, dass Jagd und Bekämpfungsmaßnahmen von autochthonen Arten möglichst vollständig, mindestens aber in Naturschutzgebieten, FFH- und Vogelschutzgebieten sowie in Nationalparks und Kernzonen von Biosphärengebieten eingestellt werden.
- Der Schlüssel, um einen Jagd-Forst-Landwirtschaftskonflikt zu reduzieren oder zu vermeiden sowie um gleichzeitig den Biodiversitätsschwund umzukehren, besteht in dem Erhalt bzw. der Wiederherstellung einer hohen Habitatqualität. Folgende Maßnahmen sind hierfür unabdingbar:
 1. Generelle Einstellung von Hegemaßnahmen (inkl. vollumfängliches Fütterungsverbot) für Huftiere.
 2. Möglichst vollständige Jagdruhe, wenn dann ausschließlich Intervall- und Schwerpunktjagd zwischen Oktober und Dezember.
 3. Umsetzung von Erholungslenkungs Konzepten.
 4. Ausweitung und attraktivere Ausstattung der Agrarumweltmaßnahmen.
 5. Wiedervernässung entwässerter Standorte.
 6. Vermeidung weiterer Zerschneidung der Landschaft, Einrichtung von Querungshilfen an bestehenden Hindernissen, Wiederherstellung wertvoller Verbundflächen.
 7. Waldwende mit Waldwirtschaft in Waldökosystemen anstelle von Forstwirtschaft mit Forsten.
 8. Reduzierung des Flächenverbrauchs auf Netto-Null.
 9. Mobilitäts- und Energiewende mit einer deutlichen Reduktion von Stickstoffemissionen.
 10. Agrarwende u.a. mit deutlicher Reduktion des Düngeeinsatzes und einer Bindung der Agrarförderung an Biodiversitätsschutz.
 11. Suffizienz u.a. beim Ressourcenverbrauch.
- „Wildtiermanagement“ und „Prädationsmanagement“ sind keine nachhaltigen und naturwissenschaftlich begründbaren Strategien. Nachhaltig sind Managementpläne für die jeweiligen Gebiete, welche einen ökosystemaren Ansatz verfolgen, auf deren Grundlage auch begründete Ausnahmen nach § 45 Abs. 7 BNatschG möglich sind bzw. in welche Managementpläne auf Grundlage der EU-Verordnung 1143/2014 (zu invasiven Arten) integriert werden können.
- Im Falle solcher Ausnahmen bzw. von Managementmaßnahmen zu invasiven Arten ist Jagd eine unbrauchbare bis kontraproduktive Methode. Hier ist allein ein professionelles Management zielführend, das zudem nicht oder nicht allein aus der Tötung von Tieren besteht.
- Autochthone Arten erfordern in keinem Falle Ausnahmen. Bei einzelnen neozoischen Arten können Managementmaßnahmen gegenwärtig nicht ausgeschlossen, aber auf den Ausnahmefall beschränkt werden.
- Auch im Falle von autochthonen Huftierarten ist zu konstatieren: Wenn die aufgezeigten Minimierungs- und Vermeidungsmaßnahmen nicht um-

gesetzt werden und gleichzeitig der ökonomische Anspruch erhoben wird, Bestände von Huftieren als Nutzungskonkurrenten dauerhaft auszuschalten bzw. auf unnatürlich niedrigem Niveau zu „managen“, kann diese Aufgabe nicht durch Jagd, sondern nur im Rahmen eines professionellen Managements erfüllt werden. Es gilt herauszustellen, dass eine solche Bekämpfung von Tierarten u.a. aus naturschutzfachlicher Sicht abzulehnen und mindestens für das Schutzgebietsnetz auszuschließen ist.

Quellen und Literatur

- Ammer, C. et al. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt in Göttinger Forstwissenschaften Band 5. Göttingen
- Anhuf, D. et al. (2006): Die Vegetationsentwicklung seit dem Höhepunkt der letzten Eiszeit in Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland – Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Band 3. Leipzig
- Baumgartner, A. et al. (2019): Eckpunkte für einen Masterplan Waldwende NRW in BUND NRW Hintergrund. Düsseldorf. <https://www.bund-nrw.de/publikationen/detail/publication/masterplan-waldwende-nrw>
- Baumgartner, A. et al. (2020): Forst, Wald und Borkenkäfer – Ein Informationspapier des BUND NRW, empfohlen für den politischen Diskurs. Düsseldorf. <https://www.bund-nrw.de/publikationen/detail/publication/wald-forst-und-borkenkaefer-zum-umgang-mit-dem-fichtensterben>
- Beckers, B. et al. (2021): Feuchtwiesenschutzgebiete: Zustand in Nordrhein-Westfalen in Natur in NRW 1/2021. Recklinghausen
- BfN (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands in Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 156. Bonn-Bad Godesberg
- BfN (2020): <https://biologischevielfalt.bfn.de/nationale-strategie/indikatoren-und-berichterstattung/indikatorenbericht-2014/indikatoren/eutrophierende-stickstoffeintraege.html>, heruntergeladen am 03.01.2021
- BMJV Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz (2021): Bundesartenschutzverordnung aus 2005. www.gesetze-im-internet.de/bartschv_2005/_4.html, aufgerufen am 05.05.21
- BMJV (2020): https://www.gesetze-im-internet.de/tierschg/_17.html, aufgerufen am 29.12.20. Berlin
- Brunke, J. (2021): Natur ohne Jagd: Nationalpark Gran Paradiso in Freiheit für Tiere
www.freiheit-fuer-tiere.de/artikel/natur-ohne-jagd-nationalpark-gran-paradiso.html, aufgerufen am 23.04.2021
- BUND (2011): Lebendige Wälder, Position 57. Berlin
- BUND (2012): Naturschutz, Position 59. Berlin
- BUND (2014): Zu aktuellen Fragen der Jagd, Standpunkt 6. Berlin. <https://www.bund.net/themen/naturschutz/jagd>
- BUND (2015): Neobiota – Anregungen für eine Neubewertung, Standpunkt 7. Berlin
- BUND NRW (2012): 13-Punkte-Programm für ein ökologisches Jagdgesetz, Positionspapier zur Jagd in NRW. Düsseldorf <https://www.bund-nrw.de/publikationen/detail/publication/oekologische-jagd-reform>
- BUND NRW (2020): Stellungnahme des BUND NRW zum Kormoranabschuss, RSK 45-06.05 NSG / 02.20. www.heideterrasse.net/upload/dateien/news/666_bund-stn_kormoran_rsk.pdf, aufgerufen am 02.05.2021
- BUNDzentrum Köln (2017): Naturschutzgebiet Kiesgrubensee Gremberghoven, Biotopmanagementplan. Köln
- www.bund-koeln.de/fileadmin/koeln/Schutzgebiete/Gremberghovener_Kiesseen/Naturschutzgebiet_Kiesgrubensee_Gremberghoven-BMP.pdf
- Bunzel-Drüke, M. (2000): Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Großtiere als Landschaftsgestalter – Wunsch oder Wirklichkeit? Berichte aus der LWF, Nummer 27, Freising
- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J. & Vierhaus, H. (2001): Der Einfluss von Großherbivoren auf die Naturlandschaft Mitteleuropas. Bad Sassen-dorf-Löhne www.science-e-publishing.de/project/lv-twk/images/pdfs/Grossherbivoren_Mitteleuropas.pdf
- Bunzel-Drüke, M. et al. (2008): Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung – „Wilde Weiden“ – Arbeitskreis Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V.. Bad Sassen-dorf-Löhne www.abu-naturschutz.de/veroeffentlichungen/wilde-weiden
- Comte, S. et al. (2017): Echinococcus multilocularis management by fox culling in Preventive Veterinary Medicine 147 S. 178 – 195. Amsterdam NL. http://www.e-l-i-z.com/doc_word/ECHINO/COMTE-2017-publi-Em_Nancy-prevetmed.pdf
- DBU Naturerbe (2020): Naturerbe-Entwicklungsplan für die DBU-Naturerbefläche „Wahner Heide“ (Nordrhein-Westfalen). Osnabrück, Stand: 16.06.2020 (Entwurfsfassung)
- Deutscher Bundestag (2021): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage u.a. der FDP vom 05.01.2021, Drucksache 19/25695. Berlin
- DJV (2020): Infografik Jagdstrecke Gesamtübersicht 2018/2019; www.jagdverband.de/zahlen-fakten/jagd-und-wildunfallstatistik/jagdsta-tistik-fuer-einzelne-wildarten, heruntergeladen am 01.01.2021
- DJV (2021): Infografik Jagdstrecke Gesamtübersicht 2019/2020; www.jagdverband.de/sites/default/files/2021-01/2021-01_Infogra-fik_Jahresjagdstrecke_Bundesrepublik_Deutschland_2019_2020.jpg, heruntergeladen am 12.05.2021
- Ellenberg, Heinz et al. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa in Scripta Geobotanika XVIII. Göttingen
- Ellenberg, Hermann (1978): Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L., Cervidae) in Mitteleuropa, S. 100, S. 165 in Spixiana. München
- Errington, P. (1943): An analysis of mink predation upon muskrats in northcentral United States in: Iowa Agriculture and Home Economics Station Research Bulletin, Vol. 26 No. 320 Art. 1. Ames
- EU (2016): Durchführungsverordnung 2016/1141 der Kommission vom 13. Juli 2016 zur Annahme einer Liste invasiver gebietsfremder arten von unionsweiter Bedeutung gemäß der Verordnung Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2016/1141/oj?locale=de

- Fawzy, T., Krekeler, M. & Lux, S. (2017): Prädationsmanagement – Ein Leitfaden für Naturschützer und Interessierte. Baltic Environmental Forum. Hamburg. https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-32166_02.pdf
- FLI (2020): Friedrich-Löffler-Institut, www.fli.de/de/aktuelles/tierseuchengeschehen/afrikanische-schweinepest, aufgerufen am 03.01.2021
- Ganser, J. (2020): Fuchsjagd bleibt verboten in Luxemburger Wort. Luxembourg. <https://www.wort.lu/de/lokales/fuchsjagd-bleibt-verboten-5f104fa3da2cc1784e361c08>, aufgerufen am 19.04.21
- Godt, J. & Lanz, J. D. (2018): Wildbiologische und bejagungstechnische Grundlagen für die Erstellung von Wildtiermanagementplänen, Universität Kassel im Auftrag des BMUB. Kassel. https://www1.uni-kassel.de/uni/fileadmin/datas/uni/umwelt/CliMA/04_Projekte_KLIM-WALD/Wildbiologie_und_Jagd.pdf
- Grüneberg, C. et al. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.), LWL-Museum für Naturkunde. Münster
- Grüneberg, C. et al. (2016): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung in Charadrius 52, NWO (Hrsg.). Kranenburg
- Harthun, M. (2021): Mythen der Säge- und Holzwirtschaft, in: Der Holzweg. München
- Hespeler, Bruno (2016): Rehe in Europa. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag. Wien
- Hilmers, T. & Müller, J. (2020): Katastrophen für den Menschen – Segen für die Biodiversität in LWF aktuell 127: www.lwf.bayern.de/biodiversitaet/biologische-vielfalt/256646/index.php
- Hohmann, U. & Tröger, C. (2018): Interaktion von Luchs und Reh im Pfälzerwald, FAWF. Trippstadt
- Heurich, M. (2015): Welche Effekte haben große Beutegreifer auf Huftierpopulationen und Ökosysteme? in Naturschutz und Landschaftsplanung 11/2015. Stuttgart
- IUCN (2016): www.iucnredlist.org/species/14018/45199861, aufgerufen am 11.04.2021
- Janko, C. (2003): Habitatnutzung des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) in Dörfern und Kleinstädten, Diplomarbeit beim Institut für Zoologie, Universität Hohenheim. Hohenheim
- https://www.wildbio.wzw.tum.de/fileadmin/user_upload/PDF/Abschlussarbeiten/Arbeiten/Rotfuchs_-_Janko_2003.pdf
- Körner, P. (2019): Gegen den Wolf hatten die Mufflons keine Chance in: Welt. Berlin
- <https://www.welt.de/wissenschaft/article192095885/Wildschafe-Gegen-den-Wolf-hatten-die-Mufflons-keine-Chance.html>, online abgerufen am 08.03.2021
- Kowallik, C. et al. (2020): Zehn Jahre Gänsemanagement an Duisburger Freizeitseen in Natur in NRW 2/2020. Recklinghausen
- Kurt, F. (2002): Das Reh in der Kulturlandschaft – Ökologie, Sozialverhalten, Jagd und Hege. Stuttgart
- LANUV (2017): Äschenhilfsprogramm in Nordrhein-Westfalen – Abschlussbericht. www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/fischerei/pdf/LANUV_2017_-_C3%84schenhilfsprogramm_in_NRW_-_Abschlussbericht_v2017-06-21.pdf, aufgerufen am 02.05.2021
- LANUV (2019): Vogelschutz-Maßnahmenplan für das EU-Vogelschutzgebiet „Rieselfelder Münster“. Recklinghausen
- LANUV NRW (2019): Neobiota, Artenliste Tiere. www.neobiota.naturschutzinformationen-nrw.de/site/nav2/Artenlisten.aspx?ART=Tiere, aufgerufen am 03.05.2021
- LANUV (2021): Geschützte Arten in NRW. www.artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/kurzbeschreibung/103027, aufgerufen am 02.05.2021
- LANUV NRW (2021): FFH-Bericht 2019 des Landes Nordrhein-Westfalen, NRW-Bericht mit Karten, Fische. www.ffh-bericht-2019.naturschutzinformationen.nrw.de/ffh-bericht-2019/de/nrw-bericht-karten/anhang-b/fische, aufgerufen am 02.05.2021
- Marris, E. (2014): Das Märchen vom Wolf in Spektrum der Wissenschaft. Heidelberg
- Meinig, H. et al. (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (2). Bonn
- Metzing, D. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Naturschutz und biologische Vielfalt 70 (7). Bonn
- MI NRW (2015): Landesjagdzeitenverordnung NRW, www.recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?anw_nr=2&glD_nr=7&ugl_nr=792&bes_id=30604&taufgehoben=N&menu=1&tsq=0
- MI NRW (2021): Geltende Gesetze und Verordnungen. www.recht.nrw.de/lmi/owa/br_text_anzeigen?v_id=81720180622132548317, aufgerufen am 02.05.2021
- Michels, C. (2008): Auswirkungen invasiver Neobiota auf die heimische Flora und Fauna in Natur in NRW 2/2008. Recklinghausen
- Michler, B. A. (2020): Koproskopische Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Waschbären *Procyon lotor* im Müritz-Nationalpark unter spezieller Berücksichtigung des Artenschutzes und des Endoparasitenbefalls – Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern, Band 5. Schwerin. https://www.projekt-waschbaer.de/fileadmin/user_upload/Wildtierforschung_Waschbaer_Band5_final.pdf
- Michler, Frank-Uwe & Kohnemann, Berit Annika (2008): Stellungnahme zur ökologischen und ökonomischen Bedeutung des Waschbären in Europa. https://www.projekt-waschbaer.de/fileadmin/user_upload/Stellungnahme_oekologische_und_oekonomische_Bedeutung_Waschbaer.pdf
- MKULNV (2014): Erlass zum Schutz der heimischen Äschenbestände und zur Abwendung erheblicher fischereiwirtschaftlicher Schäden durch den Kormoran. www.fischereiverband-nrw.de/content/gesetze/aeschenhilfsprogramm_nrw.pdf?m=1560936708&, aufgerufen am 02.05.2021
- MKULNV (2015): Für die Vielfalt in der Natur – Die Biodiversitätsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf

- Moerkens, D. & Bos, D. (2018): Intensive Bekämpfung von Bisam und Nutria in den Niederlanden in *Natur in NRW* 4/2018. Recklinghausen
- Mulder, J. (2007): Onbejaagde vossen in de duinen en implicaties voor vossenbeheer in *De Levende Natuur*, Jaargang 108 Nr. 4. Amsterdam
- MULNV (2018): www.umwelt.nrw.de/presse/detail/schonzeit-fuer-wildschweine-weiter-reduziert-1515427200
- MULNV (2020): Jagdstreckenstatistik. www.umwelt.nrw.de/naturschutz/jagd-und-fischerei/jagd/jagdstrecken-statistik
- MULNV (2021): Pressemitteilung des MULNV NRW zum Umweltzustandsbericht. www.umwelt.nrw.de/presse/detail/luftqualitaet-biodiversitaet-waldzustand-co-umweltzustandsbericht-zeigt-viele-verbesserungen-aber-auch-handlungsbedarf-1620816840, aufgerufen am 12.05.2021
- Nationalpark (2021): Internetseite des Schweizerischen Nationalparks. www.nationalpark.ch/de/flora-und-fauna/tiere, aufgerufen am 23.04.2021
- Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere, BfN-Skripten 409. Bonn. www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript409.pdf
- Nitze, M. (2012): Schalenwildforschung im Wolfsgebiet der Oberlausitz – Projektzeitraum 2007 – 2010. Forschungsbericht der Forstzoologie / AG Wildtierforschung. TU Dresden. tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/forstbotanik/zoologie/forschung/forschungsprojekte/abgeschlossene-forschungsprojekte/abgeschlossene-forschungsprojekte/untersuchungen-am-schalenwild-im-wolfsgebiet-der
- NWO (2008): Dezimierung von Gänsebeständen in NRW, Gemeinsame Erklärung der Naturschutzverbände in NRW unter der Federführung der Nordrhein-Westfälischen Ornithologengesellschaft. Bad Honnef. www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/positionen/Gaense-Erklärung_2008-11-25.pdf
- Obere Jagdbehörde NRW (2008): Jagdstrecke 2007/2008 in Nordrhein-Westfalen, aufgerufen am 18.04.21: https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/naturschutz/jagd/2007-2008_jagdstrecke.pdf
- Petercord, R. (2009): Waldschutz und Klimawandel – „Wettlauf“ mit den Schädlingen? In *LWF Wissen* 63. Freising
- Petrak, M. (2019): Verhütung von Wildschäden im Walde: Aufgabe für Waldbesitzer, Forstleute und Jäger, LANUV NRW Fachbereich 27. Bonn
- Petrak, M. (2020): Damhirsch (*Dama dama*) in AG Säugetierkunde NRW – Online-Atlas der Säugetiere Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von saeugetieratlas-nrw.owl.org am 29.12.2020
- Petrak M (2021): Mufflon (*Ovis orientalis*) in AG Säugetierkunde NRW – Online-Atlas der Säugetiere Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von saeugetieratlas-nrw.lwl.org am 08.03.2021
- PNGP (2021): Internetseite des Parco Nazionale Gran Paradiso. www.pngp.it/de/natur-und-forschung/tierwelt, aufgerufen am 23.04.2021
- Reichholf, J. H. (2014): *Ornis – Das Leben der Vögel*. München.
- Reichholf, J. H. (2017): Was bringt die Krähenbekämpfung?, publiziert bei Wildtierschutz Deutschland. <https://www.wildtierschutz-deutschland.de/single-post/2017/11/29/Saarland-Freilandversuch>, aufgerufen am 08.05.2021
- Reichholf, J. H. (2020): Mehr Rehe schießen rettet weder Wald noch Klima in *Passauer Neue Presse*. Passau
- Schütz, M., Anderwald, P., Risch, A. C. (2020): Nahrungsnetze im Schweizerischen Nationalpark. *Nat.park-Forsch. Schweiz* 109, Haupt-Verlag. Bern
- Schubert, R. et al. (1991): Formen und Ursachen der Abundanzdynamik von Populationen (S. 250 – 280), Wald- und Forstökosysteme (S. 531 – 535) in *Lehrbuch der Ökologie*, 3. überarb. Aufl. – Jena
- Schwab, T., Fischer, St. & Arndt, E. (2018): Der Waschbär *Procyon lotor* als Prädator des Trauerschnäppers *Ficedula hypoleuca* in einem Nistkastenrevier in Sachsen-Anhalt in *Vogelwelt* 138, S. 177 – 184. Wiebelsheim. https://biologischesvielfalt.hessen.de/files/content/downloads/artenschutz/Artikel_aus_der_Zeitschrift-Die_Vogelwelt_Der_Waschbaer_als_Praedator_des_Trauerschnaepfers_barrierefrei.pdf
- Schweizer Parlament (2013): Antwort des Bundesrats vom 18.03.2013 zur Frage Unvollständige Eidgenössische Jagdstatistik. Bern. <https://web.archive.org/web/20181019205627/https://www.parlament.ch/de/ratsbetrieb/suche-curia-vista/geschaefft?AffairId=20135095>
- Servanty, S. et al. (2009): pushed resources and climate-induced variation in the reproductive traits of wild boar under high hunting pressure, *Journal of Animal Ecology*. London
- Stemmer, B. (2017): Bisam und Nutria als Gefahr für Großmuschelbestände in *Natur in NRW* 4/2017. Recklinghausen
- Sticht, H. (2020): Dellbrücker Heide – Ehrenamt als Erfolgsgarant des Naturschutzes, S. 47, 67, 69, BUND NRW. Köln. <https://www.bund-nrw.de/publikationen/detail/publication/erfolgsprojekt-dellbruecker-heide>
- Sticht, H. (2021): Aufforstung verhindert Klimaanpassung. <https://xn--knigsforst-ecb.net/aufforstung-verhindert-klimaanpassung,730,10.html>, online abgerufen am 15.05.2021
- Stier, N. (2012): Zur Populationsökologie des Baumarders in Nordost-Deutschland. *Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern*, Band 1. Schwerin. https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/forstbotanik/zoologie/ressourcen/dateien/forschung/abgeschlossen/berichte_zum_download/diss_stier?lang=de
- Striepen, K. (2013): Nutzen oder Schaden? Einfluss des Schalenwildes auf die Baumverjüngung in Naturwaldzellen in 40 Jahre Naturwaldforschung in NRW. Münster
- Stürzer, S. & Schnaitl, M. (2009): Rotfuchs und Dachs – Raumnutzungsverhalten und Habitatwahl, Nationalparkverwaltung Bayrischer Wald. Grafenau
- Stubbe, C. (2008): *Rehwild – Biologie, Ökologie, Hege und Jagd*, S. 16, 154, 185. Stuttgart
- Südbeck, P. et al. (2007): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands, 4. Fassung in *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1). Bonn

Tegethof, U. et al. (2008): Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere und zur Vernetzung von Lebensräumen an Straßen. FGSV. Köln

Tolkmitt, D. et al. (2012): Einfluss des Waschbären *Procyon lotor* auf Siedlungsdichte und Bruterfolg von Vogelarten – Fallbeispiele aus dem Harz und seinem nördlichen Vorland in Ornithologische Jahresberichte Museum Heineanum 30, S. 17 – 46. Halberstadt. https://www.zobodat.at/pdf/Ornith-Jber-Heineanum_30_0017-0046.pdf

Tüxen, R. (1956): Die heutige potenzielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung in Angewandte Pflanzensoziologie 13. Stolzenau (Weser)

Vossmeier, A. et al. (2014): Artenschutz Trauerseeschwalbe: Einfluss von Prädation in Natur in NRW 1/2014. Recklinghausen

Vossmeier, A. et al. (2021): Das Röhricht kehrt zurück in Natur in NRW 1/2021. Recklinghausen

Wassernetz NRW (2020): Aufruf zur aktiven Beteiligung am 3. und finalen Bewirtschaftungsplan der WRRL. www.wassernetz-nrw.de/2020/11/30/aufruf-zur-aktiven-beteiligung-am-3-und-finalen-bewirtschaftungsplan-der-wrrl/, aufgerufen am 02.05.2021

WELT (2019): BUND warnt vor Zusammenbruch der deutschen Wälder, in Die Welt online vom 24.07.2019. Berlin. <https://www.welt.de/vermischtes/article197414161/Klimawandel-BUND-warnt-vor-einem-Waldsterben-2-0.html>

Wölfl, S. et al. (2020): Status des Luchses in Deutschland in Natur und Landschaft 1/2021. Bonn

Impressum

Herausgeber:

Bund für Umwelt und
Naturschutz Deutschland
Landesverband
Nordrhein-Westfalen e.V.

Anschrift:

BUND NRW e.V.,
Merowingerstraße 88,
40225 Düsseldorf,
T. 0211 / 30 300 5-0,
F. 0211 / 30 200 5-26
bund.nrw@bund.net,
www.bund-nrw.de

V.i.S.d.P.: Holger Sticht
Landesvorsitzender

Text: Holger Sticht unter
Mitarbeit von Achim Baum-
gartner und Dr. Michael
Harenger

BUND-Spendenkonto:

Bank für Sozialwirtschaft
GmbH, Köln,
BIC: BFSWDE33XXX,
IBAN: DE26 3702 0500
0008 204 700

Nachdruck oder sonstige
Verwertung nur mit
Genehmigung des
BUND NRW e.V.

BUND NRW e.V., Juni 2021