

# Die Bedeutung der Reduktion des Abschusses männlichen Rotwildes zur erfolgreichen Bestandsreduktion bei Erhalt der genetischen Vielfalt

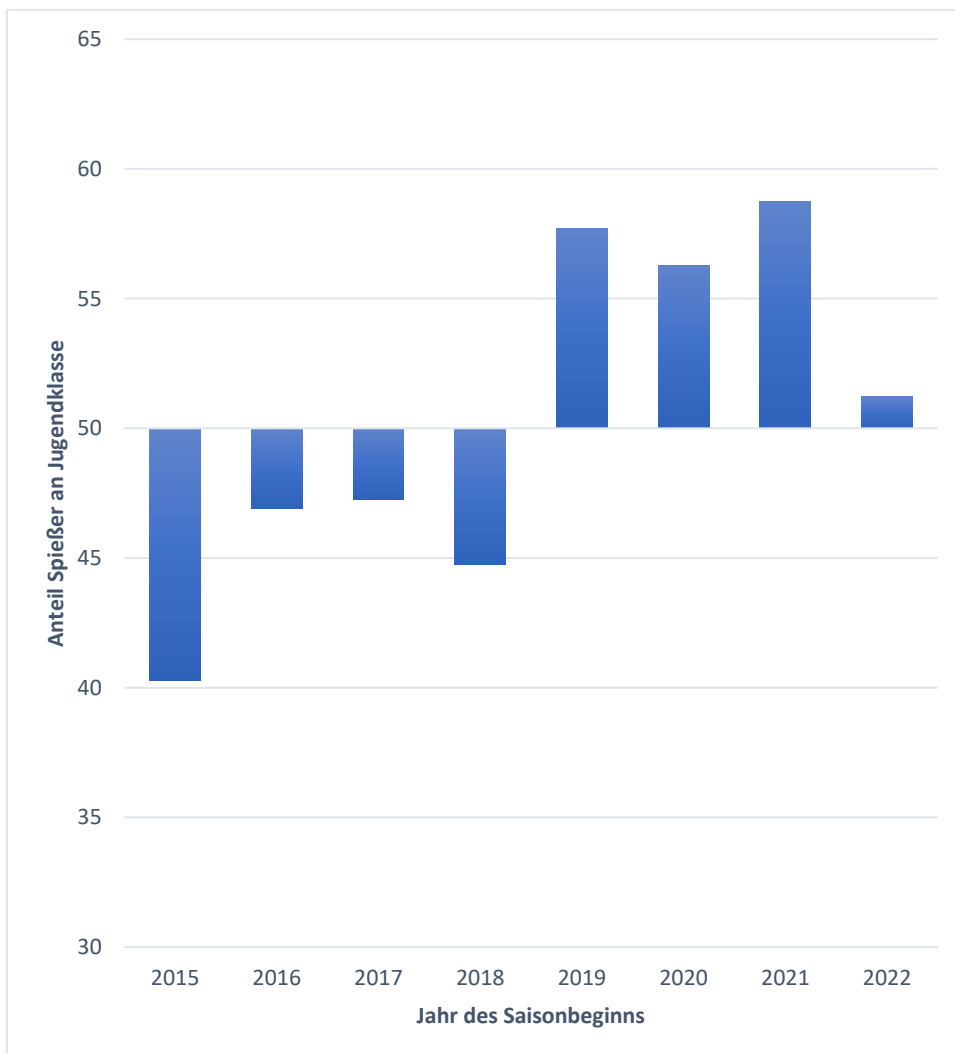
Gerald Reiner und Julian Laumeier

Arbeitskreis Wildbiologie der Justus-Liebig-Universität Gießen

## Datenlage

Zur Bewertung der Auswirkungen der veränderten jagdlichen Umsetzung ab 2019 wurde ein vereinfachtes Modell simuliert. Es baut auf den Abschusszahlen aus der Rotwildhegegemeinschaft Riedforst auf (Tabelle 1a und b). Aus den Tabellen wird ersichtlich, dass ab 2019 das zuvor geübte Verhältnis Spießler : Schmaltier von 44,8:55,2 auf 56,3:43,7 angehoben wurde.

Eine Übersicht über die Entwicklung des Anteils Spießlern an der Jugendklasse (Schmaltier und Spießler) im Riedforst zeigt Abb. 1.



**Abb. 1:** Anteil der Spießler an der Jugendklasse von 2015 bis 2022 im Riedforst. Der Unterschied zwischen der Zeit bis 2018 und ab 2019 ist frappierend und statistisch signifikant.

**Tabelle 1a: Gesamtabschuss RG Riedforst von 2019 bis 2022 (neue Abschussrichtlinie)**

Jagdjahre	Männlich						weiblich				Rotwild Summe
	Kl. I	K. II	Kl. III	SSp.	HK	Summe	AT	ST	WK	Summe	
Gesamtabschuss 2019/20	21	20	116	165	137	459	161	121	188	470	929
Gesamtabschuss 2020/21	23	23	96	157	143	442	200	122	194	516	958
Gesamtabschuss 2021/22	22	21	47	148	160	398	173	104	164	441	839
Gesamtabschuss 2022/23	16	16	45	104	102	283	142	99	133	374	657
				574	542			446	679		
				56,27	44,39			43,73	55,61		

Hirsche der Kl. III (2 bis 5 Jahre) nach neuer Abschussrichtlinie keine Geweihmerkmale jedoch körperlich schwache sollten erlegt werden

**Tabelle 1b: Gesamtabschuss RG Riedforst von 2015 bis 2018 (alte Abschussrichtlinie)**

Jagdjahre	männlich						weiblich				Rotwild Summe
	Kl. I	K. II	Kl. III	SSp.	HK	Summe	AT	ST	WK	Summe	
Gesamtabschuss 2015/16	12	6	68	85	152	323	157	126	178	461	784
Gesamtabschuss 2016/17	11	9	65	98	150	333	156	111	182	449	782
Gesamtabschuss 2017/18	7	7	73	104	152	343	163	116	179	458	801
Gesamtabschuss 2018/19	7	5	90	102	150	354	160	126	177	463	817
				389	604			479	716		
				44,82	45,76			55,18	54,24		

Hirsche der Kl. III (2 bis 4 Jahre) waren in der alten Richtlinie nur als kronenlose Hirsche frei

Die Prämissen für das Modell: Die Zahl an weiblichem Wild (Alttiere 80 %, Schmaltiere 20 %) wurde aus der Anzahl Kälber pro Jahr abgeleitet unter der Annahme, dass der Zuwachs zu 100 % abgeschöpft wurde (wenngleich unter Beteiligung höherer Altersklassen). Hieraus ergaben sich rechnerisch vernünftige Werte zwischen 900 und 1250 weiblichen Tieren. Diese Werte stimmen gut mit einer Berechnung des weiblichen Frühjahrsbestandes aus der Verteilung der erlegten Tiere sowie mit den der RWHG Riedforst vorliegenden Rückrechnungen überein und wurde somit als Grenzwerte verwendet.

Die Situation beim männlichen Rotwild war schwieriger. Die Sachkundigen vermuten etwa 600 Stück männliches Rotwild im Gebiet. Diese Zahl stimmt gut mit den in der Untersuchung zu Hessen-Forst (Thiel-Egenter, 2023) ermittelten Geschlechterverhältnissen unter Berücksichtigung der genannten Zahlen für das weibliche Wild überein. Darin sollten ca. 20 % Spießer, 40 % Hirsche im Alter von 2 bis 5 Jahren, 30 % im Alter von 6-9 Jahren und 10 % ab 10 Jahren enthalten sein. Die beiden letzten Gruppen wurden zusammengefasst. Die Übergänge zwischen den Jahren wurden so berechnet, dass die berechnete Anzahl männlicher Kälber (hier wurde das Geschlechtsverhältnis der erlegten Kälber angenommen) minus der tatsächlich geschossenen männlichen Kälber im nächsten Jahr mit einem Abzug von 10 % (Mortalität im ersten Lebensjahr) als Spießer für das Folgejahr angesetzt wurde. Weiterhin wurde vereinfacht angenommen, dass 10 % der Tiere einzelner Klassen im nächsten Jahr in die nächsthöhere Klasse übergehen.

Zur Berechnung der effektiven Populationsgröße wurde die Formel nach (Wang et al., 2016)

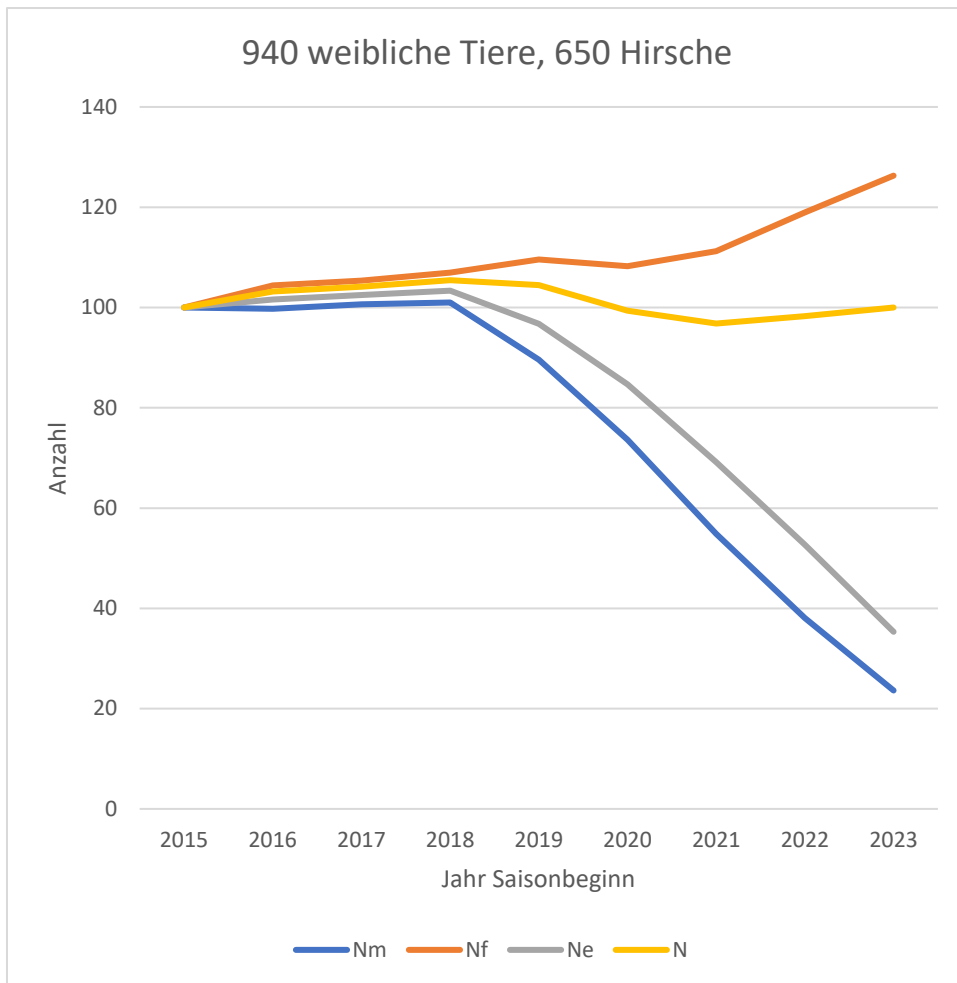
$$N_e = (4 N_m N_f) / (2N_m + N_f)$$

angewandt.

Dabei entspricht  $N_f$  der Anzahl aller weiblichen Tiere (Alt- und Schmaltiere) und  $N_m$  der Anzahl der vorhandenen Hirsche ab 6 Jahre, weil erst ab diesem Alter mit ersten Reproduktionserfolgen zu rechnen ist. Neben der effektiven Populationsgröße  $N_e$  wurden die absolute Populationsgröße  $N$ , die Anzahl weiblicher Tiere  $N_f$  und die reproduktionsfähiger männlicher Tiere  $N_m$ , jeweils in Prozent des Ausgangswertes 2015 angegeben. Letzteres dient einfach der besseren Übersichtlichkeit. Abweichungen der Kurvenverläufe im Vergleich mit den Absolutzahlen ergeben sich hieraus nicht.

Unter obigen Annahmen wurden die Anzahl aller weiblichen Tiere zwischen 900 und 1000, die der männlichen Tiere zwischen 600 und 800 variiert und als Ergebnis betrachtet, wie sich die Ausgangswerte aus 2015 (100 %) prozentual verändern würden.

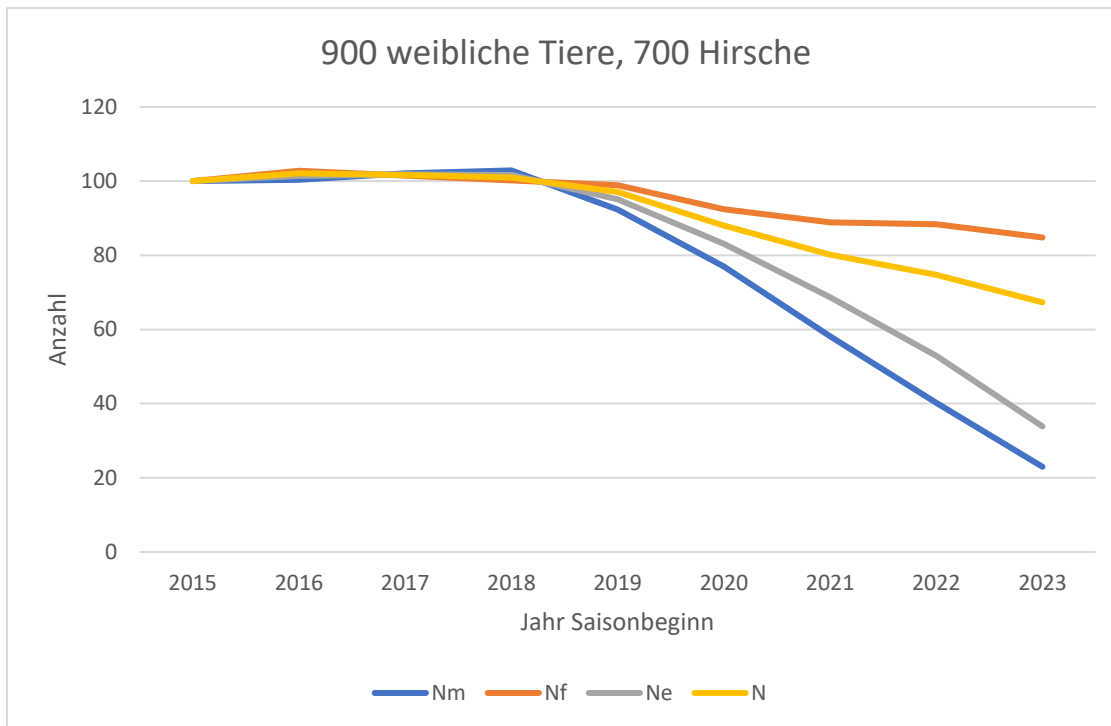
In allen Fällen zeigten sich ausnahmslos eine enge Assoziation der Anzahl weiblichen Rotwildes mit der Entwicklung der Bestandsgröße sowie ein enger Zusammenhang zwischen der Anzahl männlichen Rotwildes und der effektiven Populationsgröße (Abb. 2 bis 5). Je nach zugrundeliegenden Ausgangswerten änderte sich die Hochrechnung zur Entwicklung der Gesamtpopulation deutlich, während die Anzahl reproduzierender Hirsche und die effektive Populationsgröße stets abnahmen.



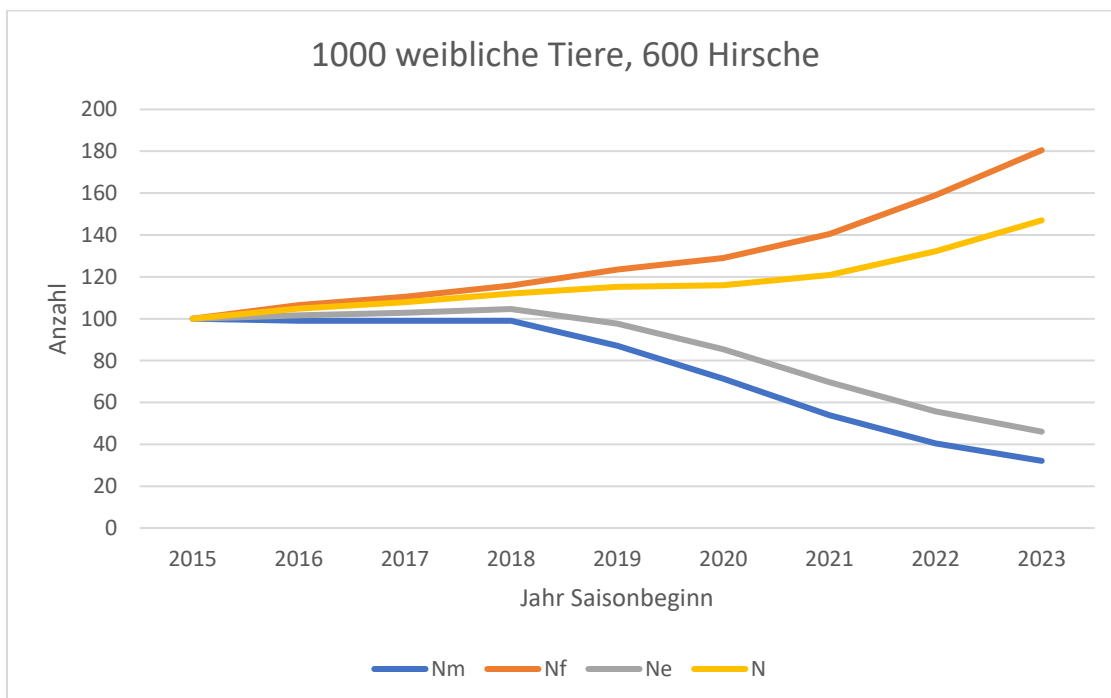
**Abb. 2:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 940 weiblichen Tieren und 650 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.

Mit Annahme von 940 weiblichen und 650 männlichen Tieren (Abb. 2) blieb die Populationsgröße von 2015 bis 2023 weitestgehend konstant, allerdings mit stark abnehmender Ne. Auffallend war auch, dass sich die angesprochenen Effekte bis 2018 in wesentlich geringerem Maße einstellten als ab 2019. Das zeigt sich besonders drastisch unter der Annahme von 900 Weiblichen und 700 Hirschen (Abb. 3). Hierbei blieben alle Werte bis 2018 praktisch unverändert. Erst ab 2019 sanken die Zahlen der Hirsche und der Ne drastisch ab, bei nur allmählicher Bestandsreduktion.

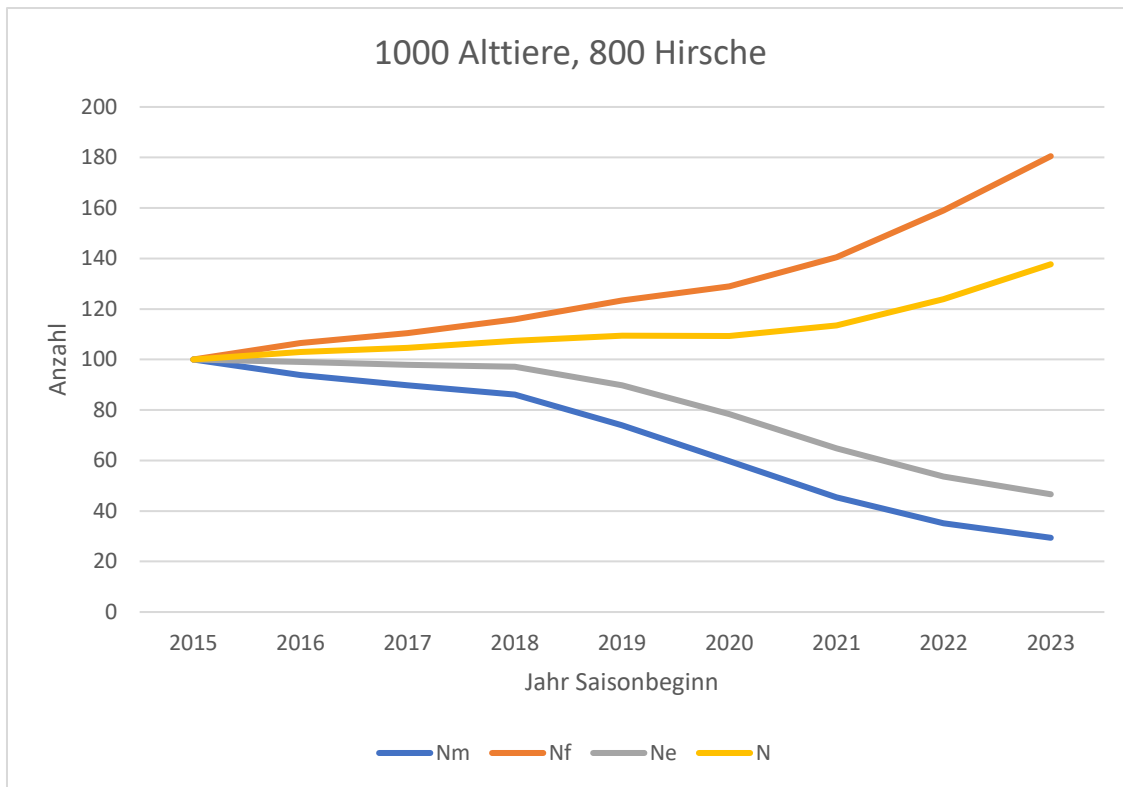
Bis 2018 nahm die Populationsgröße im Durchschnitt der angewandten Modellzahlen jährlich um 2,16 % zu, ab 2019 um 1,16 %. Dabei zeigt sich ein geringer Vorteil für die neu angewandte Jagdrichtlinie. Gleichzeitig stieg die Anzahl weiblicher Tiere jährlich um 3,2 % vor und auf 5,8 % nach Umstellung. Die Anzahl männlicher Tiere ging vorher um jährlich 0,8 %, danach um 17 Prozent zurück, verbunden mit einem Einbruch der Ne von 0,6 % vor auf 18,3 % nach Umstellung.



**Abb. 3:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 900 weiblichen Tieren und 700 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.



**Abb. 4:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße (Ne, grau), der Populationsgröße (N, gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) (Nf, orange) und der Anzahl männlicher Tiere (Nm, blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 1000 weiblichen Tieren und 600 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.



**Abb. 5:** Entwicklung der effektiven Populationsgröße ( $N_e$ , grau), der Populationsgröße ( $N$ , gelb), der Anzahl weiblicher Tiere (Alt- und Schmaltiere) ( $N_f$ , orange) und der Anzahl männlicher Tiere ( $N_m$ , blau). Alle Angaben in Prozent des Ausgangswertes im Jahre 2015. Dem Modell liegt die Annahme von 1000 weiblichen Tieren und 800 reproduktionsfähigen Hirschen ab 6 Jahren zugrunde.

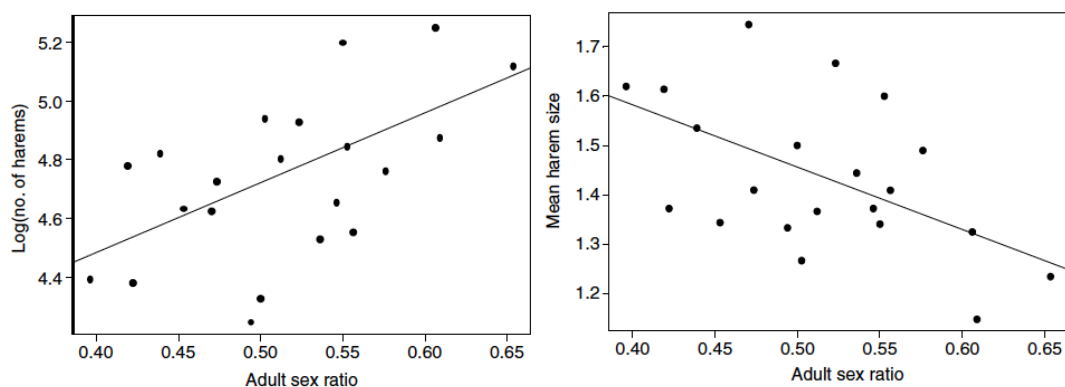
### Besprechung

Bei harem bildenden Tierarten wie dem Rothirsch kommt der Genetik der männlichen Tiere eine wesentlich größere Rolle zu, weil oft nur wenige Brunfthirsche die Hälfte des Genpools der nächsten Generation bestimmen, ebenso wie ein Vielfaches an weiblichen Tieren. Man geht häufig davon aus, dass etwa 25 % der Hirsche und 75 % der weiblichen Stücke erfolgreich an der Brunft teilnehmen (prozentualer Anteil an Gesamtpopulation). Insbesondere starke Platzhirsche können auf diese Weise den Genpool einer kleinen Population über Jahre bestimmen und einschränken. In großen und vernetzten Populationen sind sehr viele Genvarianten häufig. Der Verlust eines Trägers führt nicht gleich zum Verlust der Genvariante, wie in kleinen isolierten Populationen. Deswegen sind die kleinen, isolierten Populationen um Größenordnungen anfälliger gegenüber der genetischen Drift. Mit dem Verlust seltener Genvarianten und der eingeschränkten Verfügbarkeit von Fortpflanzungspartnern nimmt die Inzucht zu, d.h. bei immer mehr Genen findet sich bei sinkender Gesamtzahl an Genvarianten im Individuum nur noch eine Genvariante. Dies wird besonders bedrohlich, wenn in der Population Defektgene vorkommen, die sich nur in der reinerbigen Form körperlich auswirken. Außerdem leiden Vitalität, Fruchtbarkeit, Krankheitsresistenz und Anpassungsvermögen erheblich unter steigenden Inzuchtgraden; denn diese Merkmale basieren im Gegensatz zu Missbildungen nicht nur auf der Ausprägung eines oder weniger, sondern letztlich tausender Gene. Dadurch steigt die Wahrscheinlichkeit, dass wenigstens eines dieser zahlreichen Gene als defektes Letalgene auftritt. Von besonderer Bedeutung ist dabei, dass sich solche Defekt- oder Letalgene zunächst über Jahre hinweg unbemerkt über mischerbige Trägertiere in der Population

ausbreiten können, bis zum ersten Mal zwei Träger zur Paarung kommen und der homozygote Defekt dann bei 25 % ihrer Nachkommen ausgeprägt wird – nach Außen meistens unsichtbar.

Deswegen ist es entscheidend, insbesondere in kleineren und vor allem isolierten Populationen eine hohe genetische Vielfalt abzusichern. Hierzu braucht es vor Allem größere Anteile männlicher Tiere, die ihre Gene weitergeben können und diese Funktion im nächsten oder übernächsten Jahr auch an andere Hirsche wieder abgeben. Es braucht möglichst viele, ähnlich starke alte Hirsche, die erfolgreich an der Brunft teilnehmen können. Bei dieser Konstellation werden die Brunftrudel kleiner und es entstehen mehr Brunftrudel (Bonenfant et al. 2004; Abb. 7). Dies führt zu reduzierter Inzucht, gesteigerter genetischer Vielfalt und höherer effektiver Populationsgröße in der Folgegeneration. Männliche Stücke haben ihr Reproduktionsmaximum im 6.-10. Lebensjahr, während weibliche Individuen bereits nach dem ersten Lebensjahr als Schmaltier die Geschlechtsreife erreichen und belegt werden können (Gibson und Guinness, 1980). Doch jeder alte Hirsch der Klasse I, muss die Klasse II, III und sein Lebensjahr als Spießier überlebt haben. Werden die niederen Klassen zu stark bejagt, bleiben am Ende nur (zu) wenige Hirsche und damit Genvarianten für die Sicherung der genetischen Vielfalt übrig. Fehlen alte Hirsche verlängert sich auch die Brunft und es fallen mehr weibliche Kälber (Thiel-Egenter 2023).

Das heute praktizierte großflächige Abschöpfen in der Jugendklasse ist für andere Wildarten mit früherem Eintritt in die Geschlechtsreife zielführend, nicht aber beim männlichen Rotwild. Die hessische Schalenwildrichtlinie (Hessisches Ministerium für Umwelt, 2019) mit dem Anspruch eines circa 55%igen Anteils männlicher Tiere im Bereich der Jugendklasse und einem bis zu 30%igen Anteil an zwei- bis fünfjährigen jungen Hirschen der Klasse III beschneidet damit nachhaltig die genetische Vielfalt der Populationen, indem bis zu 85 % der männlichen Stücke in diesem für die spätere Reproduktion hochrelevanten Stadium entnommen werden.



**Abb. 7:** Mit steigendem Anteil reproduktionsfähiger männlicher Tiere entstehen mehr (links) und kleinere (rechts) Brunftrudel (Bonenfant et al. 2004) und damit eine verbesserte genetische Vielfalt der Nachkommen sowie ein Anstieg der effektiven Populationsgröße.

Während männlichem Rotwild also eine entscheidende Rolle für den Erhalt der genetischen Vielfalt in einer Population zukommt, trägt es praktisch nichts zum Anwachsen der Rudelgröße bei. Für das Kahlwild hingegen ist nicht bedeutend, welcher Hirsch am Ende zum Kalb führt, aber die weiblichen Tiere setzen die Kälber und tragen damit effizient zur Vergrößerung der Population bei, auch wenn die genetische Vielfalt dabei abnehmen sollte und Inzuchtdepressionen entstehen könnten. Deshalb müssen die weiblichen Tiere verstärkt bejagt werden, um Populationen in ihrer absoluten Größe (N) zu erhalten oder zu reduzieren (Milner et al., 2011), aber die Genetik der Populationen bestmöglich

erhalten bleiben oder verbessert werden soll. Die hohe Priorität der genetischen Verbesserung zeigen die seit 2018 in mehreren hessischen Rotwildgebieten aufgetretenen, Inzucht-basierten Missbildungen (Reiner und Willems, 2021).

Das Gegenteil passiert, wenn Spießer dem weiblichen Wild rechtlich gleichgestellt sind und aufgrund der leichteren Ansprechbarkeit stärker bejagt werden. Männliche Tiere sind folglich im Nachteil, weil sie ca. 5 Jahre länger brauchen, um zur Fortpflanzung zu kommen. Außerdem werden in größeren Populationen bereits mehr weibliche Kälber gesetzt (Vetter und Arnold, 2018) und die Mortalität ist bei Hirschen höher als bei weiblichen Tieren (Balkenhol, 2023). Schließlich ist die Jagd auf Hirsche einfacher, weil sie über größere Streifgebiete und damit höhere Visibilität verfügen (Peters et al., 2019; Herzog, 2023) und leichter anzusprechen sind, und sie ist aufgrund der Trophäe beliebter. Alttiere verfügen hingegen über eine bessere Raumkenntnis und damit verknüpft über bessere Vermeidungsstrategien (am besten untersucht bei Wapitis: Thurfjell et al., 2017).

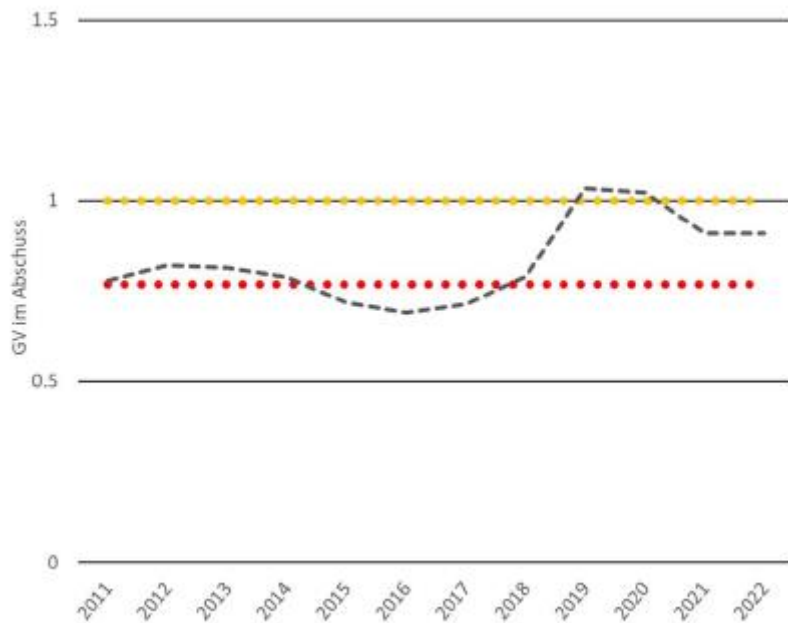
Wenn nun zum Zwecke der Bestandsreduktion hessenweit pauschal ein Geschlechterverhältnis von 50:50 für die Abschussplanung vorgesehen ist (Hessisches Ministerium für Umwelt, 2019), solange es sich nicht um eine Abschussplanerhöhung nach Überschreiten der Wildschadensgrenzwerte handelt, so kann eine erfolgreiche Bestandsreduktion nicht oder nur mit einem erheblichen Eingriff in die genetische Vielfalt der Population erreicht werden.

Auch aus einer aktuellen Jagddatenanalyse zu Hessen-Forst, durchgeführt durch die Schweizer Fornat AG (Thiel-Egenter, 2023) lässt sich erkennen, dass hessenweit zu wenig Alttiere (31 % statt 40 %) und zu viele Hirsche (26 % statt 20 %) erlegt wurden. In Folge der Schalenwildrichtlinie hat sich dieses Missverhältnis besonders verschärft. So lag der Anteil an erlegten Hirschen bis 2018 bei 25 % und stieg ab 2019 sogar auf 30 % an (31 % in 2022). Zusätzlich ergibt sich, dass 2019-22 zu viele Spießer und Hirsche der Mittelklasse (II) erlegt wurden, was zu einem zu geringen Anteil Hirsche der Klasse I mit inzwischen rückläufigem Hirschabschuss führte und zur Forderung die Reduktion der Klasse II stark einzuschränken um die Klasse I wieder aufzubauen.

Insgesamt ist somit das Geschlechterverhältnis im Abschuss seit 2019 angestiegen, weil mehr Hirsche erlegt wurden. Um Rotwildbestände zu reduzieren braucht es ein Abschussverhältnis von mindestens 56 % weiblicher Tiere. Seit 2019 ist dieses Verhältnis jedoch auf ca. 50 % zurückgegangen (1:1; s. Abb. 6). Das richtige Verhältnis wurde in Hessen nur von wenigen Forstämtern erreicht.

Die Studie zeigt darüber hinaus anhand der nicht-selektiven, den Bestand widerspiegelnden Jagd auf Kälber einen über die Jahre gestiegenen Überschuss an weiblichen Kälbern. Zunehmend mehr Wildkälber im Bestand werden als Indikator für steigende Wilddichten oder/und verschobene Geschlechterverhältnisse gewertet.



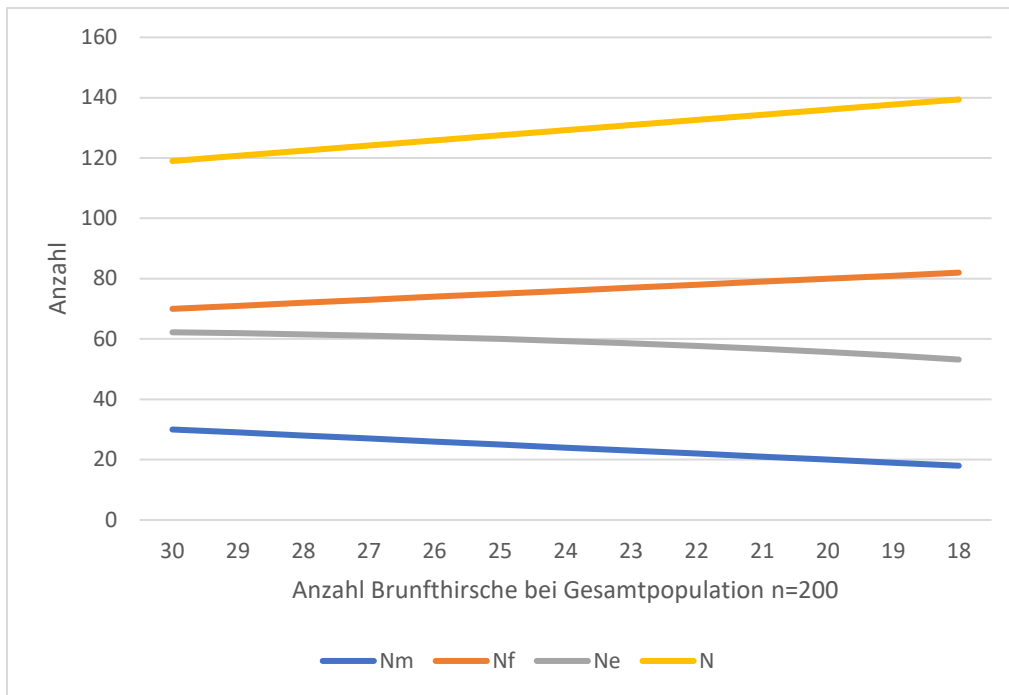


**Abb. 6:** Geschlechterverhältnis (Hirsche dividiert durch weibliche Tiere) im Abschuss bei Hessen-Forst (Thiel-Egenter, 2023). Die rote Linie bezeichnet das Ziel für eine erfolgreiche Bestandsreduktion. Es wurde mit Wirkung der Schalenwildrichtlinie verlassen. Gelbe Linie: aktueller Zustand: es werden zu viele Hirsche geschossen.

Die für den Riedforst aufgezeigte Verschiebung des Abschussverhältnisses Spießler : Schmalteier von 40 bis 47 % bis 2018 auf 51 bis 59 % ab 2019 muss also als klares Alarmzeichen gewertet werden.

Die effektive Populationsgröße ( $N_e$ ) ist ein Maß für die Bewertung der genetischen Qualität von Populationen. Sie beschreibt letztlich, wie viele adulte Tiere aus der Population einer bestimmten absoluten Größe ( $N$ ) tatsächlich an der Vermehrung beteiligt sind. So kann die  $N_e$  in Populationen mit 700 tatsächlich vorhandenen Individuen zwischen 10 und über 300 schwanken, abhängig von der genetischen Vielfalt der Population. Die optimale Ausnutzung der vorhandenen Tiere im Sinne einer hohen  $N_e$  ergibt sich, wie z.T. schon aufgezeigt, aus guten Lebensräumen mit der Möglichkeit, stressfrei an Nahrung zu kommen, ausgeglichenem Geschlechterverhältnis, optimaler Sozialstruktur, guter Verbindung innerhalb des Gebietes und zu den Nachbargebieten und insbesondere aus der Verfügbarkeit genügender Brunfhirsche. Effektive Populationsgrößen unter 100 erlauben der Population nicht mehr, kurzfristige Inzuchtdepressionen aufzufangen und führen zur Bedrohung der Population. Erst ab einer effektiven Populationsgröße von 500 bis 1000 Tieren vermag eine ansonsten isolierte Wildpopulation sich langfristig an veränderte Klima- und Umweltbedingungen anpassen zu können (Frankham et al., 2014).

Die effektive Populationsgröße nimmt umso mehr ab, je stärker der Anteil reproduktionsfähiger männlicher Tiere in der Population zurückgeht. Diese Gesetzmäßigkeit aus Abb. 7 ist auch in der Rotwildpopulation Riedforst dafür verantwortlich, dass mit der verstärkten Bejagung des männlichen Rotwildes die genetische Qualität der Population in Form ihrer effektiven Populationsgröße absinken muss – ohne das Ziel einer tatsächlichen Bestandsreduktion erreichen zu können.



**Abb. 7:** Verschiebung der Anzahl männlicher Tiere ab 6 Jahre (Nm, blau), weiblicher Tiere (Schmal- und Alttiere; Nf, orange), der effektiven Populationsgröße (Ne, grau) und der tatsächlichen Populationsgröße (N, gelb) mit abnehmendem Anteil an Brunfthirschen.

#### Fazit:

Die Abschussstrategie im Riedforst folgt seit 2019 dem allgemeinen hessischen Trend hin zu einer deutlich angehobenen Verhältnis Hirsche/weibliche Stücke. Wildbiologisch ist diese Entwicklung nicht zielführend, weil sie nicht zur beabsichtigten Bestandsreduktion und der damit erwarteten Waldschadensreduktion führt, sondern zu einem Bestandszuwachs. Gleichzeitig geht die bereits suboptimale genetische Vielfalt im Gebiet durch diese Strategie weiter zurück. Um beide Ziele nämlich den Erhalt der Population und die beabsichtigte Reduktion zu erreichen ist ein Gegenlenken dringend notwendig: Schonung der Spießer, Reduktion der Abschüsse der Mittelklasse, Ausweitung der Jagd auf Alt- und Schmaltiere.

#### Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. Dr. habil. Gerald Reiner und Julian Laumeier, Arbeitskreis Wildbiologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, Frankfurter Straße 112, 35392 Gießen; gerald.reiner@vetmed.uni-giessen.de

## Literatur

- Balkenhol, N. (2023). Evidenzbasiertes Rotwildmanagement in Deutschland: Eine Übersicht und Vorschläge für die Zukunft. *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*, 5–35. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_2)
- Bonenfant, C., Gaillard, J. M., Klein, F., & Maillard, D. (2004). Variation in harem size of red deer (*Cervus elaphus* L.): the effects of adult sex ratio and age-structure. *Journal of Zoology*, 264(1), 77–85. <https://doi.org/10.1017/S0952836904005552>
- Frankham R, Bradshaw CJA, Brook BW (2014). Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biol. Conserv.* 170, 56-63.
- Gibson, R. M., & Guinness, F. E. (1980). Differential Reproduction Among Red Deer (*Cervus elaphus*) Stags on Rhum. *The Journal of Animal Ecology*, 49(1), 199. <https://doi.org/10.2307/4284>
- Herzog, S. (2023). *Rotwild im Spannungsfeld des Waldumbaus*.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, K. L. und V. (2019). Richtlinie für die Hege und Bejagung des Schalenwildes in Hessen. *Staatsanzeiger Für Das Land Hessen*, 9(171), 193–197.
- Milner, J. M., Bonenfant, C., & Mysterud, A. (2011). Hunting Bambi-evaluating the basis for selective harvesting of juveniles. *European Journal of Wildlife Research*, 57(3), 565–574. <https://doi.org/10.1007/S10344-010-0466-X/TABLES/2>
- Peters, W., Hebblewhite, M., Mysterud, A., Eacker, D., Hewison, A. J. M., Linnell, J. D. C., Focardi, S., Urbano, F., De Groeve, J., Gehr, B., Heurich, M., Jarnemo, A., Kjellander, P., Kröschel, M., Morellet, N., Pedrotti, L., Reinecke, H., Sandfort, R., Sönichsen, L., ... Cagnacci, F. (2019). Large herbivore migration plasticity along environmental gradients in Europe: life-history traits modulate forage effects. *Oikos*, 128(3), 416–429. <https://doi.org/10.1111/OIK.05588>
- Reiner G, Willems H (2019). Sicherung der genetischen Vielfalt beim hessischen Rotwild als Beitrag zur Biodiversität. Deutsche Wildtier Stiftung, ISBN 978-3-936802-28-3, <https://publikationen.deutschewildtierstiftung.de/publikationen/genetische-vielfalt-beim-hessischen-rotwild/>
- Reiner, G., Klein, C., Lang, M., & Willems, H. (2021). Human-driven genetic differentiation in a managed red deer population. *European Journal of Wildlife Research*, 67(2), 29. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01472-8>
- Thiel-Egenter C (2023): Analyse der Jagddaten aus den Forstämtern von Hessenforst. [https://www.hessenforst.de/sites/forst.hessen.de/files/2023-04/2\\_thiel\\_jagddatenanalyse\\_hessenforst\\_20230310.pdf](https://www.hessenforst.de/sites/forst.hessen.de/files/2023-04/2_thiel_jagddatenanalyse_hessenforst_20230310.pdf).