

Der Einfluss des Wolfes auf die Bestände und das Verhalten seiner Beute

Aldin Selimovic^{1*}

Der Rückkehr des Wolfes in Lebensräume, in welchen er seit Jahrzehnten nicht präsent war, bringt Herausforderungen mit sich. Sei es in der Land- oder Forstwirtschaft, Jagd, Tourismus oder auch bei Freizeitaktivitäten, überall besteht ein Bedarf zum Umdenken. Die Ökosysteme haben sich Jahrzehnte lang ohne die Rolle vom Wolf als großen Beutegreifer und unter dem Einfluss von Menschen weiterentwickelt. Nun stehen wir, ähnlich wie vor etwa 100 Jahren als die letzten Wölfe aus Österreich entnommen worden sind, an einem Wendepunkt, weil sie wieder zurückkommen.

Der Wolf (*Canis lupus*, Linnaeus 1758) ist das größte Mitglied in der Familie der Hundartigen (*Canidae*). In der Vergangenheit hat er fast die ganze Fläche Nordamerikas, Europas und sehr große Teile Asiens besiedelt. Die innerartliche Variabilität ist beim Wolf hoch und dadurch gibt es teils sehr große Unterschiede beim Gewicht, den Körpermaßen und der Färbung, je nach Region (Bibikow 1990). Die komplexen sozialen Systeme und Kommunikation haben beim Wolf zudem einen sehr großen Einfluss auf sein Jagdverhalten.

Die Räuber-Beute Interaktion bringt beim Wolf hitzige Diskussionen mit sich. Grundsätzlich lässt in der Ökologie die Frage „wer reguliert wen“ nur in Ausnahmefällen einfache Antworten zu. Prädatoren können zwar die Dichte ihrer Beute durch die Nutzung beeinflussen („Top-Down“), doch wirkt auch die Beutedichte als limitierender Faktor zurück („Bottom-Up“). Holling (1959) war der Erste der sich mit Prädationsraten in Verbindung mit der Beutedichte beschäftigt hat. Er behauptete, dass bei mehr Beute, die Prädatoren nicht nur mehr werden (numerische Antwort), sondern sich auch die Prädationsrate ändert (funktionelle Antwort). Es dauerte etwa 45 Jahren bis erkannt wurde, dass das Produkt aus numerischen und funktionellen Antworten entscheidend ist, wenn man verstehen will, ob Prädation Beutebestände reguliert (Messier 1994, Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998). Von einer solchen Regulation kann erst gesprochen werden, wenn der prozentuelle Anteil der gefressenen Beute dichteabhängig ist, wenn also bei hoher Beutedichte ein höherer Prozentsatz von Prädatoren gefressen wird als bei niedrigen. Sind schon die Wechselwirkungen von Beute- und Räuberichten komplex, so sind die wirklichen Verhältnisse in einem Ökosystem noch viel komplexer. Nicht nur die Beutedichte beeinflusst die Räuberichte und umgekehrt, sondern die Beute – meistens Pflanzenfresser – wirkt durch Fraß auf die Vegetation zurück und die Schädigung der Pflanzen wiederum auf die Populationsdynamik der Pflanzenfresser. Hinzu kommen weitere „Spieler“ wie Parasiten und Krankheitserreger, die sowohl die Dichte der Beutetiere, als auch die der Beutegreifer beeinflussen (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998).

Die Wiederbesiedlung von manchen Gebieten in Nordamerika durch Wölfe gab der Forschung die Möglichkeit Daten über das Zusammenspiel des Wolfes und seiner Beute zu sammeln (Bibikow 1990, Mech und Peterson 2003, Metz et al. 2016). Die Beute kann von Prädatoren, wie dem Wolf, unterschiedlich beeinflusst werden. Der direkte Einfluss ist die Nutzung vom Bestand der Beutetiere. Ein anderer Weg die Beute zu beeinflussen, ist die Präsenz von Prädatoren und die damit verbundenen Risiken. Änderungen im Verhalten von Beutetieren sowie deren zeitliche und räumliche Nutzung von Lebensräumen, sind die möglichen Konsequenzen (Ripple und Beschta 2004, Brown und Kotler 2007).

Die Hauptbeute der Wölfe in Nordamerika und Europa sind Huftiere (Peters 1993, Okarma 1995, Peterson und Ciucci 2003). Eine der ersten wissenschaftlichen Einsichten in die Entwicklungen von den Beständen der Beute unter dem Einfluss des Wolfes haben Daten aus dem Yellowstone Nationalpark (YNP) und der Isle Royal aus den USA

¹ Vetmeduni Wien, Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Savoyenstrasse 1, A-1160 Wien

* Aldin Selimovic, MSc, aldin.selimovic@vetmeduni.ac.at

geliefert. Die Studie von White und Garrott (2005) beschreibt die Sterblichkeit von tis (*Cervus canadensis*, Erxleben 1777) im YNP als additive Sterblichkeit und erklärt den abfallenden ti-Zuwachs mit dem steigenden Zuwachs von Wölfen, kombiniert mit den jagdlichen Entnahmen von tis. Im gleichen Untersuchungsgebiet haben Vucetich et al. (2005) jedoch die Klimaverhältnisse (Niederschlagsmenge und Schneetiefe) zusammen mit dem Management von tis als die wichtigsten Einflussgrößen auf den Zuwachs von tis bezeichnet. Die Sterblichkeit durch die Wölfe wird hier als primär kompensatorische Sterblichkeit definiert. Langzeitdaten bietet die Studie auf Isle Royal, welche 1948 von Wölfen besiedelt wurde. Etwa 10 Jahre später wurde dort mit den ersten Zählungen begonnen und der Bestand auf der Insel wurde auf circa 20 Wölfe und 600 Elche (*Alces alces*, Linnaeus 1758) geschätzt. Die Wolfspopulation war in den darauffolgenden Jahren stabil, während sich die Elchpopulation verdoppelte. Die daraus resultierende Nahrungsknappeheit für die Elche sowie strengere Winter haben die Prädation durch den Wolf begünstigt. Der Wolfbestand erreichte in den 1980er Jahren den Höchststand mit 50 Individuen. Ab 1981 gab es einen Ausbruch des Caninen Parvovirus, der die Wolfbestände erheblich dezimiert hat. Die Elchpopulation nahm in den kommenden Jahren, begleitet von günstigeren Klimaverhältnissen, wieder zu (Vucetich und Peterson 2004). Diese Studien zeigten, dass nicht nur die Prädationsrate, sondern auch das Verhältnis von Beute- zu Prädatorenbeständen, zusammen mit den abiotischen Faktoren, wichtig für die Bestandsentwicklungen der Beutearten sein können.

Daten aus Polen (Nationalpark Bialowieza) erbrachten Erkenntnisse aus einem Österreich ähnlicherem Lebensraum als Nordamerika. In Bialowieza, einem Urwaldgebiet an der polnisch-weißrussischen Grenze, wurden Daten über Wolf, Luchs, Reh-, Rot- und Schwarzwild seit über 100 Jahren gesammelt und analysiert. Die Hauptbeute des Wolfes ist dort das Rotwild. In dem Zeitraum zwischen 1870 und 1993 haben sowohl die Prädatoren als auch die Beutetiere bedingt durch Natur und Mensch mehrere Höhen und Tiefen erlebt. Die Auswertungen langjähriger Datenreihen zeigten, dass nach der Ausrottung der Wölfe (1870-1915) und der Wiederansiedlung von Rotwild, die Rotwildbestände exponentiell wuchsen. In dem Zeitraum vom ersten Weltkrieg wurde das Rotwild durch den Menschen fast ausgerottet und gleichzeitig haben die Wölfe den Lebensraum besiedelt. Die steigende Wolfspopulation hat die Rotwildbestände Jahrzehnte lang auf einem niedrigen Niveau gehalten. Bei gleichzeitiger Präsenz von Wolf und Luchs wurde der gleiche Effekt auf das Rehwild beobachtet. Die Fluktuation von Wolfsbeständen, bedingt durch die Bejagung des Wolfs, hat eine Prognose der Entwicklung des Rot- und Rehwildbestandes ermöglicht. Die Autoren fanden, dass, unabhängig von Wolfsdichten, eine Rotwilddichte von 4-5 Stk/km² möglich ist. Beim Rehwild betrug die Bestandsdichte 4 Stk/km² ohne Wolf und Luchs und 2 Stk/km² mit beiden Prädatoren. Ohne die Prädatoren war sowohl für das Reh- als auch für das Rotwild die Nahrungsverfügbarkeit der limitierende Faktor. Beim Schwarzwild war die Nahrungsverfügbarkeit für die Bestandsdichten generell wichtiger als die Prädation (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998).

Zusätzlich zur Prädation kann alleine die Präsenz von großen Beutegreifern, wie dem Wolf, sich auf das Verhalten von Schalenwild auswirken (Beckerman et al. 1997, Montgomery et al. 2013). Es wird hier von einer Landschaft der Furcht oder der Angst gesprochen, in welcher die räumliche Nutzung der Lebensräume, das Fressverhalten oder die Wachsamkeit anders sind als in Gegenden ohne Präsenz von großen Beutegreifern (Brown et al. 1999, Laundré 2010). Freilandstudien, welche diese Änderungen untersuchen, sind extrem schwierig, weil mehrere Faktoren gleichzeitig, einzeln oder kombiniert eine Rolle spielen können (Zbyryt et al. 2018). In YNP haben Creel et al. (2009) keine Unterschiede bei den Konzentrationen von Metaboliten von Stresshormonen in Kotproben von tis zwischen Gegenden mit unterschiedlichem Prädationsdruck gefunden. Die mögliche Erklärung war, dass tis gezielt jene Teile des Lebensraums nutzen, in denen das Risiko von den Wölfen getötet zu werden kleiner ist. Dadurch wäre eine Milderung von Stressreaktionen möglich. Das kann dann zu einer Reduktion der Nutzung bestimmter Pflanzenarten durch

Pflanzenfresser führen und so Änderungen im Ökosystem verursachen. In Polen haben Zbryt et al. (2018) sechs unterschiedliche Standorte mit Rehwild (*Capreolus capreolus*, Linnaeus 1758) und Rotwild (*Cervus elaphus*, Linnaeus 1758) und unterschiedlichen Beutegreifern untersucht. Jeweils an zwei Standorten war Wolf oder Wolf und Luchs vorhanden und an zwei Standorten gab es keine Nachweise von großen Beutegreifern. Die Konzentrationen von Stresshormonmetaboliten war an den Standorten mit großen Beutegreifern niedriger als dort wo keine großen Beutegreifer präsent waren. Die Autoren sehen die Anpassungsfähigkeit des Reh- und Rotwildes an die großen Beutegreifer und die Störung durch menschliche Infrastruktur und Aktivitäten als mögliche Ursachen. Kujiper et al. (2014) haben die Reaktion beim Rot- und Schwarzwild (*Sus scrofa*, Linnaeus 1758) auf frische Wolfslosung untersucht. Das Rotwild zeigte eine intensivere Reaktion auf die Wolfslosung, mit einer Verdoppelung der Wachsamkeit, die zu einer Reduktion der Äsungszeit führte. Während Peters und Mech (1975) behaupten, dass die Wölfe eher im Randbereich vom Rudelterritorium die Losungen zum Markieren benutzen haben Zub et al. (2003) in Polen Wolfslosungen konzentriert im Kerngebiet gefunden.

Bisherige Studien über die Auswirkungen des Wolfes auf seine Beute und ihr Verhalten zeigen, dass die Faktoren, die einen Einfluss haben können, sehr komplex sind und sehr oft Interaktionen von mehreren Faktoren eine bessere Erklärung bieten. Hochausgeprägtes Sozialverhalten beim Wolf und die Anpassungsfähigkeit sowohl beim Wolf als auch bei seiner Beute, machen solche Studien nicht leicht. Betrachtet man die Variabilität in dem Verhalten und den sozialen Strukturen des Wolfes sowie die Unterschiede zwischen den Ökosystemen aus welchen die bisherigen Kenntnisse stammen, wird klar, dass wir uns ein eigenes Bild über den Wolf und seine Interaktionen mit der Umwelt machen müssen. Dafür sind wissenschaftliche Studien sowohl in geschützten als auch in von Menschen geprägten Landschaften notwendig. Seit 2019 werden die ersten Daten zur Interaktion von Wolf und Rotwild im Projekt „Wolf und Rotwild in Allentsteig“ gesammelt. Uns ist es gelungen sowohl Wölfe als auch Rotwild zu fangen und mit Telemetrie-Halsbänder auszustatten. Der Schwerpunkt der Studie ist die physiologische Antwort des Rotwildes auf die Präsenz des Wolfes. Dazu werden mit der Telemetrietechnik zusätzlich zu Ortsbewegungen und Aktivität beim Rotwild mittels einer Pansensonde physiologische Parameter wie Herzschlag und Körpertemperatur in regelmäßigen Abständen aufgezeichnet. Mit den oben beschriebenen Methoden versuchen wir rauszufinden, ob die Wolfspräsenz eine Änderung im Stoffwechsellmuster vom Rotwild, vor allem in der Winterzeit, provozieren kann. Durch die Besenderung von 4 Mitgliedern des Wolfsrudels haben wir auch erste Erkenntnisse über das Abwanderungsverhalten in der Kulturlandschaft Mitteleuropas erhalten. Die besenderten Wölfe verließen im zweiten und dritten Lebensjahr (Alter nach Zahnabnutzung geschätzt) das Rudel und wanderten sehr weit. Eine Fähe ist nach Tschechien (Luftlinie 240 Kilometer) abgewandert und ein Rüde nach Polen (Luftlinie 320 Kilometer). Die Daten über die Interaktion zwischen den zwei Arten werden zurzeit noch aufgenommen und werden in den kommenden Jahren ausgewertet.

Anmerkung: Das Projekt „Wolf und Rotwild in Allentsteig“ wurde von der Niederösterreichischen Landesregierung genehmigt und gefördert (TV-Genehmigung GZ: LF1-TVG-59/001-2018).

Literatur

Beckerman, A. P., M. Uriarte und O. J. Schmitz, 1997: Experimental evidence for a behavior-mediated trophic cascade in a terrestrial food chain. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94, 10735-10738.

Bibikow, D. I., 1990: *Der Wolf Canis lupus*. Wittenberg, Ziemsen.

- Brown, J. S. und B. P. Kotler, 2007: Foraging and the ecology of fear. D. W. B. Stephens, Joel S. und R. C. Ydenberg (Hrsg): Foraging: Behaviour and Ecology. Chicago, University of Chicago Press: 437-480.
- Brown, J. S., J. W. Laundre und M. Gurung, 1999: The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy* 80, 385-399.
- Creel, S., J. A. Winnie, Jr. und D. Christianson, 2009: Glucocorticoid stress hormones and the effect of predation risk on elk reproduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, 12388-12393.
- Holling, C. S., 1959: The Components of Predation as Revealed by a Study of Small-Mammal Predation of the European Pine Sawfly. *The Canadian Entomologist* 91, 293-320.
- Jędrzejewska, B. und W. Jędrzejewski, 1998: Predation in Vertebrate Communities. The Białowieża Primeval Forest as a Case Study. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.
- Kuijper, D. P., M. Verwijmeren, M. Churski, A. Zbyryt, K. Schmidt, B. Jędrzejewska und C. Smit, 2014: What cues do ungulates use to assess predation risk in dense temperate forests? *PLoS ONE* 9, e84607.
- Laundré, J. W., 2010: Behavioral response races, predator-prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology* 91, 2995-3007.
- Mech, L. D. und R. O. Peterson, 2003: Wolf-Prey Relations. L. D. Mech und L. Boitani (Hrsg): *Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation*. Chicago, London, The University of Chicago Press: 131-160.
- Messier, F., 1994: Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology* 75, 478-488.
- Metz, M. C., D. W. Smith, M. Hebblewhite und D. R. Stahler, 2016: Temporal variation in wolf predation dynamics in the multi-prey system of northern Yellowstone National Park. *PeerJ PrePrints* 4, e1963v1961.
- Montgomery, R. A., J. A. Vucetich, R. O. Peterson, G. J. Roloff und K. F. Millenbah, 2013: The influence of winter severity, predation and senescence on moose habitat use. *Journal of Animal Ecology* 82, 301-309.
- Okarma, H., 1995: The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40, 335-386.
- Peters, G., 1993: *Canis lupus Linnaeus, 1758–Wolf*. J. Niethammer, F. Krapp und M. Stubbe (Hrsg): *Handbuch der Säugetiere Europas*. 5: 47-106.
- Peters, R. P. und L. D. Mech, 1975: Scent-Marking in Wolves. Radio-tracking of wolf packs has provided definite evidence that olfactory sign is used for territory maintenance and may serve for other forms of communication within the pack as well. *American Scientist* 63, 628-637.

Peterson, R. O. und P. Ciucci, 2003: The wolf as a carnivore. L. D. Mech und L. Boitani (Hrsg): *Wolves: Behaviour, Ecology and Conservation*. Chicago, London, The University of Chicago Press: 104-130.

Ripple, W. J. und R. L. Beschta, 2004: Wolves and the Ecology of Fear: Can Predation Risk Structure Ecosystems? *BioScience* 54, 755-766.

Vucetich, J. A. und R. O. Peterson, 2004: The influence of prey consumption and demographic stochasticity on population growth rate of Isle Royale wolves *Canis lupus*. *Oikos* 107, 309-320.

Vucetich, J. A., D. W. Smith und D. R. Stahler, 2005: Influence of harvest, climate and wolf predation on Yellowstone elk, 1961-2004. *Oikos* 111, 259-270.

White, P. J. und R. A. Garrott, 2005: Northern Yellowstone elk after wolf restoration. *Wildlife Society Bulletin* 33, 942-955.

Zbyryt, A., J. W. Bubnicki, D. P. J. Kuijper, M. Dehnhard, M. Churski und K. Schmidt, 2018: Do wild ungulates experience higher stress with humans than with large carnivores? *Behavioral Ecology* 29, 19-30.

Zub, K., J. Theuerkauf, W. Jędrzejewski, B. Jędrzejewska, K. Schmidt und R. Kowalczyk, 2003: Wolf pack territory marking in the Białowieża primeval forest (Poland). *Behaviour* 140, 635-648.