Jahrbuch Naturschutz in Hessen 9: 54 – 60 Zierenberg 2005

Andreas Heck

Die Bedeutung des Rotwildes (*Cervus elaphus* Linné, 1758) als Schutzobjekt und Zielart im Naturschutz Lebensräume – Korridore – Biotopverbund

Einführung

Das Rotwild wurde 1994 (SDWi 1994) und 2002 (dpa-Meldung 2001) von der Schutzgemeinschaft Deutsches Wild (SDWi) zum „Tier des Jahres" gewählt. Damit sollte auf die zunehmende Bedrohung der Tierart und die immer enger werdenden Lebensräume aufmerksam gemacht werden. Bislang haben Belange der Forstwirtschaft und der Jagd im Umgang mit den Rotwildpopulationen, vornehmlich im Zusammenhang mit der Entstehung von Wildschäden, eine sehr dominierende Rolle gespielt (Perspektivenproblematik). Zusammen mit einer Zersiedlung der Landschaft durch Verkehrs- und Siedlungsflächen (BFN 2000, GAWLAK 2001) hat die Praxis der Ausweisung von Rotwildgebieten gegenüber rotwildfreien Gebieten zu einer Verinselung und Fragmentierung der Rotwildlebensräume geführt (Lebensraumproblematik). Die begrenzte räumliche Verbreitung der Tierart in Deutschland scheint ein wesentlicher Faktor bereits nachgewiesener genetischer Veränderungen zu sein (HERZOG 1995). Sie ist maßgeblich menschlich bestimmt: Das Vorkommen der Populationen ist nach der derzeitigen Rechtslage auf juristisch festgesetzte sogenannte „Rotwildgebiete" begrenzt, die überwiegend Waldflächen umfassen. Daneben existieren sogenannte „rotwildfreie Gebiete", die für eine Besiedlung durch Rotwild nicht vorgesehen sind und in denen demzufolge durch Abschussregelungen eine Wiederbesiedlung verhindert werden soll. Das tatsächliche Vorkommen von Rotwild beschränkt sich nicht nur, aber im Wesentlichen, auf die ausgewiesenen Rotwildgebiete.

Von der Gesamtfläche der Bundesrepublik sind zur Zeit etwa 15% als Rotwildgebiete ausgewiesen (AG Rotw. Dl. 1989/99). Angaben zur Verbreitung des Rotwildes schwanken zwischen ca. 11 % (BECKER 2002) und 23 % (WOTSCHIKOWSKY & KERN 2004) des Bundesgebiets. Für die alten Bundesländer (früheres Westdeutschland) werden 14 % angegeben (WOTSCHIKOWSKY & KERN 2004). Ursprünglich, d.h. vor der prägenden Einflussnahme des Menschen auf Landschaft und Tierpopulationen vorwiegend durch zunehmende Siedlungsdichte, fortschreitende Bodenkultur, Industrialisierung und Verkehr sowie unterschiedliche Bejagungsintensitäten, existierte die größte noch heute in Deutschland regelmäßig vorkommende Tierart flächendeckend (ELLENBERG 1996; NÜSSLEIN 1988; WAGENKNECHT 2000).

Inwieweit der Status quo mit supranationalem Recht vereinbar ist und welche Konsequenzen gegebenenfalls zu ziehen sind, wurde bereits dargestellt (HECK 2003).

Angesichts der lebensräumlichen und rechtlichen Bedrängung der Tierart ist eine neue Sichtweise auf das Rotwild gerechtfertigt: hin zum Schutzobjekt des Naturschutzes. Spitzt man die solchermaßen eher defensiv ausgerichtete Perspektive offensiv zu, mündet das in einer Fragestellung, die nachfolgend beantwortet werden soll: Ist das Rotwild als Zielart des Naturschutzes auf Bundesebene geeignet und für welche Ziele lässt es sich operationalisieren? Dabei sollen Synergien zu übergreifenden Naturschutzansätzen wie dem Biotopverbund aufgezeigt werden.

1 Das Konzept der „Zielart"

Das Zielartenkonzept wird im Naturschutz seit Ende der 1980er Jahre als Konzept zur Erhaltung gefährdeter Arten und der jeweiligen Lebensräume aufgefasst und eingesetzt. Zielarten bezeichnen dabei Tier- oder Pflanzenarten, „(...) die als Repräsentanten für bestimmte Lebensformen und Biotoptypen fungieren und anhand derer die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen kontrolliert werden kann." (MEYER-CORDS & BOYE 1999: 100). [Im Englischen werden die Begriffe „target species" und „umbrella species" verwendet (MEYER-CORDS & BOYE 1999).] Es handelt sich um Arten, „die das vordergründige Ziel von Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes darstellen. Der Begriff der Zielart sollte nur dann verwendet werden, wenn im Anschluss an die Zustandsanalyse und Bewertung eine Entscheidung für den Erhalt einer bestimmten Lebensgemeinschaft getroffen wurde." (BRINKMANN 1998; ALTMOOS 1997). Der Grundgedanke dabei ist, über den Schutz der Zielarten gleichzeitig deren Lebensräume und weitere Arten mit ähnlichen Eigenschaften bzw. dem gleichen Lebensraum zu schützen.

Das Zielartenkonzept ist abzugrenzen gegenüber ähnlichen Konzepten wie denen der Indikator- und Zeigerarten, Leit-, Charakter- und Kennarten sowie Schlüsselarten. Als wesentlicher Bestandteil der Zielartenkonzeption ist die normative, planerische Komponente bei der Festlegung und der Entscheidung für die Erhaltung der Zielarten anzusehen: Die Erfüllung der Auswahlkriterien ist naturschutzstrategisch begründbar (ALTMOOS 1997), in Abhängigkeit von der Datenlage sind die Situationsanalysen und die Bewertungen zu den jeweiligen Arten wissenschaftlich hinterlegbar; die letztendliche Entscheidung für die Erhaltung einer Zielart dagegen ist normativer Natur (MEYER-CORDS & BOYE 1999, WALTER et. al. 1998).

Die Entscheidungsgrundlagen für eine solche letztlich naturschutzpolitische Festlegung zu liefern, ist Aufgabe des Zielartenkonzeptes. Mit seiner Hilfe soll es möglich werden, „Rahmenvorgaben zur Erhaltung und Wiederherstellung von langfristig überlebensfähigen

Tier- und Pflanzenbeständen der heimischen Arten in einer den naturräumlichen Standort- und Lebensraumpotentialen entsprechenden Verbreitung zu entwickeln" (WALTER et. al. 1998).

Die Basis der Zielartenkonzeption bildet eine geeignete Auswahl von Zielarten für verschiedene Bezugsräume.

2 Anwendung des „Zielarten-Konzepts" am Beispiel des Rotwildes

Zu analysieren ist, ob das Rotwild als Zielart auf Bundesebene geeignet sein könnte, für welche Ziele es stehen kann und welche spezifischen Vorteile sich daraus ergeben.

Als Grundlage wird hier der von ALTMOOS (1997) formulierte Kriterienkatalog verwendet. Dieser Katalog ist gut differenziert und grenzt sich damit gegenüber anderen (VOGEL et. al. 1996) deutlich ab, berücksichtigt aber dennoch die bestehenden Ansätze (ALTMOOS 1997). Inhaltlich sind die wesentlichen Punkte der Kriterienkataloge sehr ähnlich. Darüber hinaus wurde der Katalog von Altmoos bereits auf regionaler Ebene von LÜBCKE (2002) auf das Rotwild angewendet. Hier können Bezüge und Unterschiede hergestellt bzw. herausgearbeitet werden, denn entscheidend bei der Auswahl von Zielarten ist der jeweilige Betrachtungsraum.

Soll eine Art als Zielart festgelegt werden, müssen zunächst die Ausschlusskriterien vollständig erfüllt sein. Anschließend sind die Einzelkriterien zu prüfen, die kumulativ erfüllt sein können, von denen aber zumindest eines zutreffen muss.

2.1 Ausschlusskriterien und deren Prüfung

Zu prüfen sind die Kriterien: heimische Art, methodische Erfassbarkeit, Überlebenschance, raum- oder lebensraumkomplexe Ansprüche/Mitnahmeeffekt und Attraktivität.

Betrachtet man die Entwicklungsgeschichte des Rotwildes und sein natürliches wie derzeitiges Vorkommen (HECK 2001a), ist das Rotwild in Deutschland zweifelsfrei autochthon, d. h. heimisch.

Rotwild ist neben der direkten Beobachtungsmöglichkeit als größte heimische und natürlicherweise tagaktive Tierart durch eine Vielzahl indirekter Beobachtungsmethoden nachweisbar: Zu nennen sind Lautäußerungen insbesondere zur Brunft, sogenannte „Schlagschäden" durch das Abreagieren und Markieren an Pflanzen und am Erdboden mit dem Geweih, Geruch bei unmittelbarer Nähe und insbesondere zur Brunft, Trittsiegel, Wildwechsel, Suhlen, Abwurfstangen, Losung (Kot) und nicht zuletzt Äsungsspuren durch Verbiss und Schäle (BÜTZLER 2001, PETRAK 1982, WAGENKNECHT 2000). Das Rotwild ist damit durch eine Vielzahl von Belegen teilweise einfachster Art nachweisbar.

Die hohe ökologische Valenz des Rotwildes, die Vertreter der Gattung Cervus in den unterschiedlichen Klimaten des Pleistozäns und Holozäns durch stetige Präsenz in den entsprechenden Lebensräumen bewiesen haben, und das heutige Vorkommen selbst in völlig menschlich überformten Lebensräumen wie Fichtenmonokulturen, belegt seine hohe Anpassungsfähigkeit und begründet seine Einstufung als Kulturfolger (PETRAK 1982). MÜHLENBERG (1998) kommt zu der Einschätzung, dass das Merkmal der Nutzungsfähigkeit der Kulturlandschaft für die Arten eine Schlüsseleigenschaft hinsichtlich ihres zukünftigen Überlebens ist. Bislang sind noch in allen Flächen-Bundesländern und in Hamburg Rotwildvorkommen vorhanden, was als Vorteil für die Überlebensfähigkeit der Art betrachtet werden kann. Trotz der infrastrukturell bedingten Lebensraumproblematik ist die rechtliche Praxis der Ausweisung von Rotwildgebieten und rotwildfreien Gebieten eine wesentliche lebensraumbeschränkende Ursache (HECK 2003, 2001a; PETRAK 1982). Bei einer Änderung der Praxis könnte eine relativ schnelle Besiedlung heute rotwildfreier Räume und eine Ausdehnung des heutigen Verbreitungsgebiets erfolgen; eine Neubesiedlung einmal verwaister Gebiete dauert etwa 8 – 15 Jahre (PETRAK 1999, SIMON & KUGELSCHAFTER 1999).

Hinsichtlich der raum- oder lebensraumkomplexen Ansprüche ist das raumbeanspruchende Verhalten des Rotwildes und sein ausgeprägtes Raum-Zeit-Verhalten zu betrachten: Die Nutzung unterschiedlicher Lebensraumbestandteile variiert deutlich im Tagesverlauf, im Jahreszyklus und geschlechterspezifisch. Aufgrund der zahlreichen Wechsel- und Wanderbewegungen umfasst der Aktionsraum einer Population mehrere tausend Hektar (WAGENKNECHT 2000) und weist die Lebensraumansprüche des Rotwildes als komplex aus (HECK 2001a m.w.N.). Bezogen ist das auf die raum-zeitliche Ausdehnung und Differenzierung des Verhaltens im Lebensraum; nicht beziehen lässt sich der Begriff „komplex" auf das Rotwild im Sinne von „spezifischen Habitatbindungen". Das trifft lediglich auf den Lebensraum zur Brunftzeit zu, ansonsten besitzt es hohe ökologische Valenzen (PETRAK 1982, 1984). Der Mitnahmeeffekt als Prüfkriterium bezieht sich in erster Linie auf andere Arten mit gleichen oder darunter liegenden Raumansprüchen (ALTMOOS 1997).

Was die Attraktivität betrifft, so ist das Erscheinungsbild der Art, ihr Verhalten und die Wahrnehmung in der Öffentlichkeit zu betrachten: Als größte freilebende heimische Wildart haben die Tiere mit den geweihtragenden Hirschen ein sehr großes und markantes Erscheinungsbild, zudem wirkt ihre raumgreifende, nahezu schwebend erscheinende Trab-Gangart geradezu „majestätisch". Zusammen mit ihrer Tagaktivität, den akustischen Verhaltensweisen während der Brunft (Röhren) und dem Auftreten in großen Rudeln können sie relativ leicht Aufmerksamkeit und Wertschätzung in der Bevölkerung erlangen. Hohe Besucherzahlen zur Hirschbrunft an den Brunftplätzen – dazu seien die Beispiele Schönbuch bei Stuttgart und Duvenstedter Brook bei Hamburg benannt – und das Abwurfstangensuchen, Gemälde und Plastiken des klassischen röhrenden Hirsches in vielen Wohnungen und Wandgemälde an dörflichen Häusern zeugen von der Wahrnehmung und Attraktivität des Rotwildes. Daneben belegen Flur- und Flurstücksbezeichnungen wie z. B. „Hirschraufe" die historische Verwurze-

lung des Wildes und der Jagd in der Kultur der Bevölkerung. Auf die Bedeutung des Rotwildes als „Kulturgut“ – sowohl aus jagdlicher wie aus naturästhetischer Sicht – machen beispielhaft HANLEY (1996) und die AG ROTWILD DEUTSCHLAND (2001) aufmerksam; auf die regionale Bedeutung weisen etwa Kalden (2001) und Lübcke (2002) hin. Im Gegensatz zu vielen versteckten und artikulierten Ängsten gegenüber Großraubtieren wie Wolf und Luchs – selbst bei der kleinen Wildkatze bestehen durchaus althergebrachte Ängste – bestehen für das Rotwild als Pflanzenfresser solche Vorbehalte nicht.

Zudem kann der Rothirsch auch noch bundesweit – wenn auch eingeschränkt – wahrgenommen und beobachtet werden, was vorteilhaft ist für einen weiten Einsatzbereich einer bundesweiten Zielart. Auf die Wichtigkeit des Kriteriums „Attraktivität“, auf dem der Zielartenansatz beruht, macht ALTMOOS (1997) aufmerksam.

2.2 Einzelkriterien und deren Prüfung

Hier sind zu prüfen: überregionaler deutlicher Verbreitungsschwerpunkt der Art in der betrachteten Region, überregionale Gefährdung, geringe Ausbreitungsfähigkeit, Störungsempfindlichkeit, Schlüsselart und Zeigerart (besondere Indikatorfunktion).

Die Bundesrepublik liegt im Zentrum des natürlichen Verbreitungsgebiets des Rotwildes. Das betrifft die Unterart Cervus elaphus hippelaphus (BÜTZLER 2001). Bei einer Gesamtjagdstrecke des Rotwildes in der Bundesrepublik von gut 53.000 Stück im Jagdjahr 1999/2000 (DJV 2001, 162) und der Annahme, dass ein nachhaltiger Abschuss von 1/3 des Gesamtbestandes erzielt wird, kann von einem bundesdeutschen Gesamtbestand von etwa 150.000 Stück ausgegangen werden. Die natürliche und die heutige Verbreitung sowie die Zahlen zum absoluten Vorkommen belegen die hohe Bedeutung der Bundesrepublik als Verbreitungsschwerpunkt der Unterart Cervus elaphus hippelaphus in der gemäßigten Klimazone Mitteleuropas.

Eine bundesweite Gefährdung muss in erster Linie im Hinblick auf die Rückläufigkeit des Lebensraums bezogen werden, da er die notwendige Voraussetzung für die weitere Existenz der Art in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ist. Petrak hielt bereits Anfang der 1980er Jahre die lebensraumbezogenen Kriterien zur Einstufung des Rotwildes als gefährdete Art in die Rote Liste für erfüllt (PETRAK 1982). Im Vergleich der natürlichen und der aktuellen Verbreitung der Rotwildvorkommen ist der Lebensraumentzug nachweisbar. Eine flächendeckende Trendwende ist mit der derzeitigen Ausweisungspraxis von Rotwildgebieten und der Entwicklung der Infrastrukturmaßnahmen (BFN 2000) nicht ersichtlich. Zusammen mit den genetischen Veränderungen lässt sich vertreten, das Rotwild als auf Bundesebene rückläufige, gefährdete Art zu bezeichnen, selbst wenn eine Aufnahme in die nationale Rote Liste bislang nicht erfolgt ist. Die Wahl zum Tier des Jahres 2002, bereits zum zweiten Mal nach 1994, unterstützt diese Einschätzung. Eine Gefährdungsdisposition ergibt sich insbesondere durch das Verhindern weiträumiger Wanderungen einzelner Hirsche zur Brunftzeit. Die Aufnahme des Rotwildes im Anhang der Berner Konvention (1979) verleiht der Gefährdungsdisposition Nachdruck. Das Kriterium „überregionale Gefährdung“ kann in Bezug auf das Rotwild auf Bundesebene somit als erfüllt betrachtet werden. Allerdings verlaufen die Entwicklungen eher versteckt; die fehlende öffentlichkeitswirksame Wahrnehmung der Problemlagen muss als einschränkendes Hindernis bei dem Rückgriff auf dieses Kriterium berücksichtigt werden. Ein wesentlicher Grund dafür ist die nach außen hin nur schwach transparente und „stille“ Abgrenzung der Rotwildgebiete gegenüber den rotwildfreien Gebieten (HECK 2003).

Durch seine Körpergröße und die raumbeanspruchende, auch lange Wanderungen umfassende Lebensweise ist Rotwild eine sehr mobile Tierart. Das Kriterium der „geringen Ausbreitungsfähigkeit“ ist nicht erfüllt.

Das ausgeprägte Raum-Zeit-Verhalten des Rotwildes mit einem Wechsel von Äsungs- und Ruheperioden erfordert die Möglichkeit, gleichermaßen Äsungs- und Deckungsflächen nutzen zu können. Die Feindvermeidung ist der Funktionskreis, der alle anderen Verhaltensweisen dominiert und somit die ganze Tagesperiodik bestimmt. Wird das Sicherheitsbedürfnis im Umgang mit Rotwild nicht berücksichtigt und gewährleistet, provoziert das geradezu die Entstehung von Schälschäden, da das Wild trotz eines Bedarfs nach Nahrungsaufnahme nicht zu den Äsungsflächen ziehen kann und in den Einstandsgebieten schälen muss, um das komplexe Gleichgewicht des Verdauungssystems aufrecht zu erhalten. Die Reichweite der Störgröße Mensch beträgt für den Mittelgebirgsraum etwa 300 m bei günstiger und 500 m bei fehlender Deckungsmöglichkeit (PETRAK 1996). Das Gewährleisten des Sicherheitsbedürfnisses des Rotwildes ist es letztlich, das ein „Wildtiermanagement“ und eine „wildökologische Raumplanung“ für diese Tierart erforderlich macht. Das Kriterium „störungsempfindliche Art“ ist damit für das Rotwild aufgrund seiner Biologie und Ökologie erfüllt. Rotwild gehört damit zu den nach Altmoos wenigen Arten mit einer sehr gut erforschten Störungsbiologie, die für eine solche Einstufung erforderlich ist (ALTMOOS 1997). Positiv für das Rotwild, jedoch einschränkend für die Erfüllung des Kriteriums, ist die ausgeprägte Lern- und Anpassungsfähigkeit an Störquellen (ALTMOOS 1997, MENZEL 1999), die als gefahrlos erkannt werden.

Eine Schlüsselart ist nach Altmoos durch ihre aktive besondere Funktion gekennzeichnet, die maßgeblich die Existenz anderer Arten ermöglicht. Mit Schlüsselarten (engl. keystone species) sind Arten gemeint, die eine zentrale Funktion besitzen und mit deren Verschwinden andere, abhängige Arten mitverschwinden (MEYER-CORDS & BOYE 1999). Das Rotwild erfüllt für die Moor-Libellenart Aeshna subarctica eine solche Funktion, in dem es kleinstandörtliche Habitatstrukturen der von den Torfmoosen Sphagnum cuspidatum und Sphagnum fallax geprägten Moorschlenken mit wenigen Zentimeter Wasserüberspannung schafft, auf die diese Libellenart zur Fortpflanzung zwingend angewiesen ist (BÖNSEL 1999). Die Funktion scheint allerdings aufgrund der Verbreitung der Libellenart und ihres Lebensraumes insbesondere auf einzelne kleine Bereiche Mecklenburg-Vor-

pommerns beschränkt zu sein (BÖNSEL 2001). Die „(...) Schlüsselposition [des Rotwildes] in Hinblick auf Struktur und Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften (...)“ (PETRAK 1982) erscheint zu unspezifisch, da eine irgendwie geartete funktionale Bedeutung, die für jede Art anzunehmen ist, für die Kriterienerfüllung nicht ausreicht (ALTMOOS 1997).

In Abgrenzung zur Definition von Zielarten wird unter einer Indikatorart (Zeigerart, engl. indicator species) eine Art verstanden, durch deren Auftreten (positive Indikation) oder Fehlen (negative Indikation) man Umweltfaktoren oder Faktorkombinationen erkennen und bewerten kann (MEYER-CORDS & BOYE 1999). Besonders geeignet hierzu sind stenöke Arten (BICK 1982, zit. n. MEYER-CORDS & BOYE 1999), d.h. Arten, die bezogen auf mindestens einen Umweltfaktor ganz spezifisch angepasst sind und dessen Veränderung nicht oder nur in ganz engen Grenzen dulden können (ZEHLIUS-ECKERT 1998). Die Begriffe der „Bioindikation“, „Bioindikator“ und „Indikatorart“ stehen zumeist in Verbindung mit stofflichen Nachweisen in Umweltmedien (MÜLLER & KOLB 1997, 29).

Fraglich ist, für welchen Umweltfaktor oder Faktorenkomplex Rotwild eine enge Bindung aufweisen könnte. Bereits festgestellt wurde, dass das Rotwild mit Ausnahme des Brunftverhaltens eine breite ökologische Valenz hat und als Kulturfolger bezeichnet werden kann (PETRAK 1982, 1984). Die zunächst auffällige Beschränkung der aktuellen Rotwildvorkommen auf Waldgebiete vornehmlich größerer, zusammenhängender Art (AG ROTW. DL. 1989/99) stellt sich bei genauerer Betrachtung als ein vom Menschen im wörtlichen Sinne „zugewiesener“ Raum dar. Zudem können dem Sicherheitsbedürfnis des Rotwildes in Deutschland vielfach nur noch die Wälder als Rückzugsräume Rechnung tragen. Auch vor dem Hintergrund der Phylogenie der Art und ökologischen Untersuchungen an existierenden Populationen erweist sich das Rotwild keinesfalls als auf Waldungen beschränkte Tierart (BÜTZLER 2001). Bleibt demzufolge noch die Großräumigkeit der Lebensräume als potentieller Umweltfaktor, gegenüber dem das Rotwild nur in sehr engen Grenzen anpassungsfähig sein müsste, um als Indikatorart gelten zu können. Vor dem Hintergrund existenzfähiger Kernpopulationen mit verschiedenen „home ranges“ unterschiedlicher Rudel, der Gewährleistung des Wechsels von Sommer und Wintereinständen sowie stattfindender, einzelner Hirschwanderungen zwischen den Kerngebieten im Sinne des Meta-Populationskonzeptes lässt sich der natürliche Raumanspruch der Art als großräumig bezeichnen. Trotz der menschlichen Überformung des Lebensraumes haben sich in den letzten Jahrzehnten dennoch kleine bis sehr kleine, isolierte Rotwildpopulationen halten können (HEWICKER 2000; AG ROTW. DL. 1989/99). Das macht deutlich, dass natürlicherweise zwar eine Bindung an große Lebensräume vorhanden ist und dies auch einem artgerechten Vorkommen entspricht. Die Abhängigkeit ist allerdings nicht so groß, dass eine Population allein durch Unterschreiten eines bestimmten Schwellenwertes ausgelöscht würde. Die naturräumlich unterschiedliche Ausstattung der Lebensräume spricht allein schon gegen eine Verallgemeinerung. Menschliche Einflüsse beispielsweise durch Fütterung und Lebensraumgestaltung können zur Erhaltung einer Population in ursprünglich zu kleinen Räumen führen, ein unangepasstes Management der Rotwildbestände z.B. durch falsche Bejagung und forstlich motivierte Lebensraumveränderungen wie beispielsweise die Anlage von Monokulturen und Wildgattern, können Zusammenhänge zwischen Lebensraumgröße und Rotwildvorkommen maßgeblich bestimmen. Es lässt sich sicherlich ein kritischer Schwellenbereich benennen, ab dem die Existenz einer Population ernsthaft in Frage gestellt werden muss, wenn kein Individuenaustausch stattfinden kann. Da ein eindeutiger Ursache-Wirkungs-Zusammenhang zwischen dem Verschwinden einer Rotwildpopulation und der Lebensraumgröße anhand eines identifizierbaren Schwellenwertes allerdings fehlt, kann in Bezug auf das Rotwild nicht von einer guten Indikationsfunktion im oben bezeichneten Sinne (Bioindikatoren i.e.S ZEHLIUS-ECKERT 1998) gesprochen werden (anders LÜBCKE (2002)). Den Festlegungen WALTERS et. al. (1998) wird nur hinsichtlich der Großräumigkeit der Rotwildlebensräume und der Zielorientiertheit der Arten gefolgt, was nach obiger Begründung aber nicht die Bezeichnung des Rotwildes als zielorientierte „Indikator“-art rechtfertigt. Die Einschätzung für den Raum der Schwäbischen Alb erfolgte offensichtlich aufgrund der besonders in Baden-Württemberg sehr deutlichen anthropogenen Zurückdrängung des Rotwildes auf einen Anteil von lediglich 4,3 % der Landesfläche und eine Beschränkung der derzeitigen Vorkommen auf Waldungen (AG ROTW. DL. 1989/99). Die Herausforderung bei der Umsetzung des formulierten Ziels der Wiederbesiedlung geeigneter Habitate – dem uneingeschränkt im Sinne der Milderung der Lebensraumproblematik zugestimmt wird – ist jedoch nicht in erster Linie in der Bereitstellung „geeigneter“ Habitate, sondern in der „Duldung“ des Rotwildes in bislang rotwildfreien Gebieten bzw. deren Ausweisung zu Rotwildgebieten zu sehen. Hier wird die Dimension der menschlichen Überformung der Rotwildverbreitung wiederum deutlich, die, als gegeben hingenommen und nicht kritisch hinterfragt, zu vermeintlich ökologisch begründbaren Schlussfolgerungen führt (Eignung des Rotwildes als „Indikatorart“), aber letztlich lediglich die Folge normativer menschlicher Festsetzungen ist.

Auch die polnischen Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen der Tragekapazität von Rotwildlebensräumen und der Biodiversität, die von HANLEY (1996) aufgegriffen werden, erscheinen für eine Positiv- oder Negativindikation im oben angeführten Sinne nicht geeignet zu sein. Festgestellt wurde eine positive Relation zwischen der Tragekapazität und der Biodiversität. Hierbei dient nicht eine Rotwildpopulation selbst als Indikator, sondern vielmehr die Tragekapazität des Lebensraumes mit seinen biotischen und abiotischen Faktoren. Das Kriterium der guten Indikationsfunktion ist demzufolge für das Rotwild nicht erfüllt.

2.3 Ergebnisse

Auf der Betrachtungsebene der Bundesrepublik sind für das Rotwild alle nach Altmoos 1997 zwingend notwendigen Kriterien für die Bezeichnung als Zielart erfüllt.

Eine Prioritätenabstufung ergibt sich u.a. durch die Kumulation der prinzipiell als gleichwertig einzustufenden, erfüllten Einzelkriterien (ALTMOOS 1997). Von den acht Zielarten-Einzelkriterien erweisen sich für das Rotwild zusätzlich drei als erfüllt. Das Kriterium „Schlüsselart“ wurde hier aufgrund der regionalen Beschränkung nicht berücksichtigt. Somit ist das Rotwild auf Bundesebene als Zielart des Naturschutzes geeignet. Dass das Kriterium der Indikatorfunktion beim Rotwild dabei nicht erfüllt wird, steht dem nicht entgegen: Nach ALTMOOS (1997) ist das lediglich ein bedarfsweise heranzuziehendes Einzelkriterium. Nach ZEHLIUS-ECKERT (1998) sind Zielarten auch dann denkbar, wenn sie keine Indikationsfunktion erfüllen, sondern lediglich der Operationalisierung von Zielen dienen. Solche Arten werden von ihm als „Zielarten im weiteren Sinne“ bezeichnet; im Abgrenzung zu den „Zielarten im engeren Sinne“, die eine Indikationsfunktion aufweisen. Folglich ist zu bestimmen, für welche Ziele das Rotwild operationalisiert bzw. als „Stellvertreterart“ (JESSEL 1998) eingesetzt werden kann.

3 Zielart – wofür?

Das Zielartenkonzept wird als bisher weitgehend wissenschaftlicher und konzeptioneller Ansatz behandelt, wohingegen die praktische Umsetzung hinten ansteht (VOGEL et. al. 1996). Gerade an diesem Punkt besteht nach Vogel et. al. Bearbeitungsbedarf. Diese Feststellung steht im Einklang mit der von BERGSTEDT (2001) formulierten Kritik an Naturschutzkonzepten im allgemeinen, nach der häufig die Wege zum Ziel vernachlässigt würden. Für welche Ziele das Zielartenkonzept mit Hilfe des Rotwildes weiter operationalisiert und für die Praxis anwendbar gemacht werden kann, soll nachfolgend dargelegt werden.

Ein zentrales und vordergründiges Ziel ist es, die jeweilige Zielart als überlebensfähige Population in ihrem natürlichen Lebensraum zu erhalten. Auf das Rotwild bezogen kann das zur Milderung oder im günstigsten Falle zur Lösung der geschilderten Lebensraumproblematik beitragen. Durch den beabsichtigten Mitnahmeeffekt zum Schutz seines Lebensraumes können weitere Tierarten geschützt werden.

An den Stellen, an denen sich das Vorkommen von Rotwild in unzerschnittenen, verkehrsarmen Räumen (uzv-Räumen) erstreckt – das ist nach der erfolgten Analyse des Verfassers (HECK 2001a) für einen großen Teil der Rotwildvorkommen der Fall – kann die Art für den Erhalt der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume nutzbar gemacht werden. Damit stehen dem uzv-Konzept die Vorteile des Zielartenkonzeptes zur Verfügung. Am Beispiel des Rotwildes können die Instrumente Populationsgefährdungsanalyse (population viability analysis, PVA) und die Schnellprognose (SchneP) (MÜHLENBERG 1998, VOGEL et. al. 1996) angewendet werden, die bei der Beurteilung von geplanten Infrastrukturmaßnahmen, besonders beim Straßenbau durch uzv-Räume, wichtige begründbare Argumente für einen anderen Trassenverlauf oder die Durchsetzung von Querungshilfen (KRAMER-ROWOLD & ROWOLD 2001) liefern können. Rotwild eignet sich demzufolge als Zielart für den Erhalt von uzv-Räumen.

Aufgrund seines großflächigen Lebensraumbedarfs und seiner mobilen Lebensweise ist das Rotwild als Zielart für einen bundesweiten Biotopverbund geeignet. Über die Integration der uzv-Räume in das Biotopverbundkonzept als großräumige Schutzgebiete kann der Mitnahmeeffekt für andere Tierarten maßgeblich erhöht werden. So stellen die Spitzenarten – bezogen auf die Nahrungspyramide und ihre räumlichen Bedürfnisse – wie der Luchs durch ihr territoriales Verhalten und ihre großen Individuallebensräume derart großräumige Forderungen von etwa 100.000 ha und mehr für überlebensfähige Populationen (POHLMEYER 1997, MÜHLENBERG 1998), dass – wenn überhaupt – ein Überleben bzw. die Wiederansiedlung in Deutschland nur durch den Aufbau eines Biotopverbundsystems gewährleistet werden kann. Auch Tierarten wie Wolf, Wildkatze, Fischotter, Biber, Uhu und die übrigen wildlebenden Paarhufer könnten davon profitieren (beispielhaft PETRAK 1988, zum „Mitschutz“ von Rehwild und Wildkatze). Der Schutzbeitrag bezieht sich dabei nicht auf eine jeweils artspezifische Habitatausstattung (zum Beispiel Birkhuhn bei MÜLLER & KOLB 1997); dagegen spricht die hohe ökologische Valenz des Rotwildes in einigen Funktionskreisen des Verhaltens und das Nichterfüllen des Kriteriums „Indikatorart“. Der sogenannte „Mitnahmeeffekt“ bezieht sich vielmehr auf die Großräumigkeit und Störfreiheit der Lebensräume. HANLEY (1996, 202) macht darauf aufmerksam, dass großräumiges Lebensraummanagement für Hirscharten Landschaftsmanagement ist und sich, im Kontext einer nachhaltigen Forstwirtschaft und ganzheitlich ökosystemorientiert angelegt, biodiversitätssteigernd auswirken kann: Dazu trügen die eher generalistische Lebensweise, ein breites Spektrum an Nahrungspflanzen und u.a. jahreszeitlich variierende Lebensräume und Habitatstrukturen vieler Hirscharten bei.

Aufgrund seines ausgeprägten Raum-Zeit-Verhaltens, seines Nahrungsbedarfs und seiner Störempfindlichkeit, d.h. der überragenden Stellung der Feindvermeidung über allen anderen Funktionskreisen des Verhaltens, können starke Schäl- und Verbissschäden bei nicht überhöhten Wildbeständen Weiser einer unausgewogenen, störenden Landschaftsnutzung sein (DÖRING 1990; PETRAK 1982, MENZEL 1999, ONDERSCHEKA 1995, VÖLK 1999). Im Zusammenhang mit der Schutzfunktion der uzv-Räume für die Erholung kann Rotwild demzufolge als Zielart für ein ausgeglichenes Verhältnis der Flächennutzungen Land-, Forst- und Tourismuswirtschaft dienen, was den Frequentierungsgrad und die Ruhe im jeweiligen Landschaftsraum betrifft (MENZEL 1999); zur Bedeutung des Menschen als Störgröße in der Umwelt des Rotwildes PETRAK 1996; zum Beispiel Skilanglauf und Rotwild PETRAK 1988). Rotwild kann auf diesem Wege nach LÜBCKE (2002) zur Beantwortung der Frage nützlich sein, ob das Raummanagement der Leitlinie des „sanften Tourismus“ (umweltschonender Tourismus) gerecht wird.

Zusammenfassung

Rotwild kann und sollte als Schutzobjekt des Naturschutzes betrachtet werden. Die Art bietet darüber hinaus Möglichkeiten, sie als Zielart auf Bundesebene zu nutzen

- für uzv-Räume,
- für einen Biotopverbund,
- für eine Kombination, einen Verschnitt, beider,
- für weitere Tierarten mit hohem Raum- und Biotopverbundbedarf,
- für die Beurteilung der Naturschutzverträglichkeit von Landschaftsnutzungsformen im Hinblick auf den Frequentierungsgrad und die Ruhe in Landschaftsräumen,
- für die Umsetzung der Leitvorstellung eines „sanften Tourismus“

Über die Festlegung des Rotwildes als Zielart im Naturschutz kann folglich die Perspektivenproblematik aufgebrochen werden: Im Vordergrund stehen nicht mehr nur die negativ besetzten Forst„schäden“, sondern positive Beiträge im Sinne von Möglichkeiten und Chancen, Naturschutzkonzepte zu operationalisieren und voranzutreiben.

Literaturverzeichnis

ALTMOOS, M. 1997: Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz: Modellregion Biosphärenreservat Rhön. Hess. Gesellschaft Ornithologie & Naturschutz (Hrsg.), Echzell.

ARBEITSGEMEINSCHAFT ROTWILD DEUTSCHLAND (AG Rotw. Dl.) 1989/99: Kataster der Rotwildlebensräume. Bad Nauheim, unveröff.

ARBEITSGEMEINSCHAFT ROTWILD DEUTSCHLAND (AG Rotw. Dl.) 2001: Eine Lanze für das Rotwild. Unsere Jagd 3: 15-17.

Becker, R.-W. 2002: Brücken schlagen. Die Pirsch 14: 9 -11.

BECKER, R.-W. 1999a: Beinhaltet die Thematik „Rotwild“ auch Artenschutz-Aspekte? Jahrb. Naturschutz Hessen 4: 224-228.

BECKER, R.-W. 1999b: Zielstellung der Arbeitsgemeinschaft Rotwild/Deutschland, Beitr. Jagd- & Wildforschung 24: 213-214.

BEKKER, H. et. al. 1995: Natuur over wegen. Nature across motorways, Delft.

BERGSTEDT, J. 2001: Handbuch angewandter Biotopschutz. Ökologische und rechtliche Grundlagen. Merkblätter und Arbeitshilfen für die Praxis. Lose-Blatt-Sammlung, Stand Mai 2001.

Berner Konvention 1979: Gesetz zu dem Übereinkommen vom 19. September 1979 über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume vom 17. Juli 1984 (BGBl. II 1984 S. 618), zuletzt geändert durch Gesetz vom 6. August 1993 (BGBl. I S. 1458).

BÖNSEL, A. 2001: Hat Aeshna subarctica (Walker 1908) in Nordostdeutschland eine Überlebenschance? Die Entwicklung zweier Vorkommen im Vergleich zum gesamten Bestand in Mecklenburg-Vorpommern. Natur & Landschaft 76(6): 257-261.

BÖNSEL, A. 1999: Der Einfluß von Rothirsch (Cervus elaphus) und Wildschwein (Sus scrofa) auf die Entwicklung der Habitate von Aeshna subarctica (Walker 1908) in wiedervernäßten Regenmooren (Aeshnidae). Libellula 18(3/4): 163-168.

BRANDT, E. 2000: Interdisziplinarität in den Umweltwissenschaften – In: E. Brandt (Hrsg.), Perspektiven der Umweltwissenschaften. Reihe Umweltrecht & Umweltpolitik, Baden-Baden 2: 49 – 58.

BRINKMANN, R. 1998: Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. Informationen Naturschutzes Niedersachsen 18(4): 57-28.

BÜTZLER, W. 2001: Rotwild. Biologie – Verhalten – Umwelt – Hege. München, Wien, Zürich.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) Hrsg. 2000: Daten zur Natur 1999, Bonn.

Bundesjagdgesetz (BJG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 29. September 1976 (BGBl. I S. 2849), zuletzt geändert durch Gesetz vom 25. Juni 2001 (BGBl. I S. 1215).

DEUTSCHER JAGDSCHUTZVERBAND 2001: DJV Handbuch 2001. Mainz.

DÖRING, R. 1990: Der Einfluß menschlicher Störungen auf das Verteilungsmuster des Verbisses durch Rotwild. Trans. 19th IUGB-Kongreß Trondheim 1989, 411-413.

ELLENBERG, H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart.

GAWLAK, Ch. 2001: Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. Natur & Landschaft 76(11): 481-484.

HANLEY, T. A. 1996: Potential role of deer (Cervidae) as ecological indicators of forest management. Forest Ecology and Management, 88(1-2): 199-204.

HECK, A. 2003: Zur Vereinbarkeit jagdrechtlicher und naturschutzrelevanter Vorschriften in Deutschland mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Biodiversitätskonvention) – Eine Analyse am Beispiel des Rotwildes (Cervus elaphus Linné, 1758). Zeitschr. Jagdwissenschaft 49: 288-302.

HECK, A. 2002: Biotopverbund und Schutz des Rotwildes im Kreis Waldeck-Frankenberg – zwei Ziele mit Synergieeffekten. Vogelkundl. Hefte Edertal 28: 203-208.

HECK, A. 2001a: Die Bedeutung des Rotwildes (Cervus elaphus Linné, 1758) im Naturschutz; eine interdisziplinäre Betrachtung vor dem Hintergrund des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung. Diplomarbeit. Lüneburg.

HECK, A. 2001b: „Kulturgut Rotwild“: Beispiel gemeinsamer Verantwortlichkeit. Jahrb. Naturschutz Hessen 6: 191-193.

HERZOG, A. 1995: Zur genetischen Struktur isolierter Rotwildpopulationen. Schriftenr. Landesjagdverbandes Bayern e.V., 1: 13-29.

HEWICKER, H.-A. 2000: 120 Jahre Rotwildinsel Hasselbusch (Schleswig-Holstein),Vortragsskript zur 1. Fortbildungsveranstaltung „Zur realen Lebensraum-Situation des Rotwildes in Deutschland“, AG Rotw. Dl., 17./18. Juni 2000. Wolfsburg/Unkeroda (Thüringen), unveröff.

HOLZGANG, O. et. al. 2001: Korridore für Wildtiere in der Schweiz. – In: Bundesamt für Umwelt, Wald & Landschaft BUWAL (Hrsg.), Schriftenr. Umwelt 326. Bern.

JESSEL, B. 1998: Zielarten – Leitarten – Indikatorarten. Einführung in das Thema des Tagungsbandes und Ergebnisse der Fachtagung am 25. und 26. März 1998. Laufener Seminarbeitr. 8: 5-8.

KALDEN, G. 2001: Situation des Rotwildes im Kreis und die Rotwildresolution, Vortragsskript zur Tagung „Rotwild im Kreis Waldeck-Frankenberg – Situation und Perspektiven“ am 8. Juni 2001. Frankenberg, unveröff.

KALIES, M. et. al. 2003: Flächenanalyse zur Einrichtung großflächiger extensiver Weidesysteme in Deutschland. Natur & Landschaft 78(3): 100-108.

KRAMER-ROWOLD, E.M. & ROWOLD, W.A. 2001: Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Straßen und Bahnlinien. Informationen Naturschutzes Niedersachsen 21(1): 2-58.

KLEIN, M. et. al. 1997: Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz 54. Bonn-Bad Godesberg.

KRÜGER, U. 1999: Das niederländische Beispiel: Die „Oostvaardersplassen“ – ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern. Natur & Landschaft 74(10): 428-435.

LÜBCKE, W. 2002: Zur Bedeutung des Rotwildes für das Leitbild des Naturparks Kellerwald. Vogelkundl. Hefte Edertal 28: 209-214.

MENZEL, K. 1999: Tagaktivität des Rotwildes – Voraussetzung für artgerechtes Verhalten. Beitr. Jagd- & Wildforschung 4: 191-198.

MEYER-CORDS, Ch. & P. Boye 1999: Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten. Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. Natur & Landschaft 74(3): 99-101.

MÜHLENBERG, M. 1998: Populationsbiologie und Gefährdung: Das Zielartenkonzept. Artenschutzreport 8: 9 – 14.

MÜLLER, F. & K.-H. KOLB 1997: Das Birkhuhn (Tetrao tetrix) – Leitart der offenen Kulturlandschaft in der Hohen Rhön. Artenschutzreport Jena 7: 29-37.

NÜßLEIN, F. 1988: Das praktische Handbuch der Jagdkunde. München.

ONDERSCHEKA, K. 1995: Rotwildfütterung: Eine biologische Entgleisung oder ein Beitrag zur Gesunderhaltung dieses Wildes und zur Minderung der durch das Rotwild verursachten Schäden am Lebensraum. Schriftenr. Landesjagdverband- des Bayern e.V., 1: 1-12.

PETRAK, M. 1999: Raumnutzung und Wildwechsel – Schlüssel zur Überlebensstrategie des Rothirsches (Cervus elaphus) und zu den Wechselbeziehungen zwischen Lebensraum und Wildbestand. Reihe Natur- & Kulturlandschaft, 3: 289-297.

PETRAK, M. 1996: Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (Cervus elaphus Linné, 1758). Z. Jagdwissenschaft 42: 180-194.

PETRAK, M. 1988: Skilanglauf und Rothirsch (Cervus elaphus Linné, 1758) in der Eifel: Bilanz des Konzeptes zur Lebensraumberuhigung im Wintersportgebiet Monschau. Z. Jagdwissenschaft 34: 104-114.

PETRAK, M. 1984: Strategien einer Rothirschpopulation (Cervus elaphus Linné, 1758) in der Eifel zur Realisierung ihrer Lebensraumansprüche. Schriften Arbeitskreises Wildbiologie & Jagdwissenschaft Justus-Liebig-Universität Gießen, 13. Stuttgart.

PETRAK, M. 1982: Etho-ökologische Untersuchungen an einer Rothirschpopulation (Cervus elaphus Linné, 1758) der Eifel unter besonderer Berücksichtigung des stoffwechselbedingten Verhaltens. Schriften Arbeitskreises Wildbiologie & Jagdwissenschaft Justus-Liebig-Universität Gießen, 10. Stuttgart.

POHLMEYER, K. 1997: Zur Wiederansiedlung des Luchses (Lynx lynx L.) im Harz. Beitr. zur Jagd- & Wildforschung 22: 377-382.

REDECKER, B. et. al. (Eds.) 2002: Pasture Landscapes and Nature Conservation. Springer Verlag. 435 S.

SCHUTZGEMEINSCHAFT DEUTSCHES WILD (SDWi) 1994: Das Rotwild „Tier des Jahres 1994“, Merkblatt Nr. 1/94.

SCHWEITZER, M. 1998: Überblick zum Verhältnis: Völkerrecht – Europäisches Gemeinschaftsrecht – nationales Recht, H.-W. Rengeling (Hrsg.), Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht (EUDUR), Bd. I, § 21, 623 ff., Köln et. al.

SIMON, O. & KUGELSCHAFTER, K. 1999: Traditionen und Pionierverhalten – über die Probleme in den Kernzonen der Rotwildbewirtschaftungsbezirke. Beitr. zur Jagd- & Wildforschung 24: 199-206.

STOLL, P.-T. & SCHILLHORN, K. 1998: Das völkerrechtliche Instrumentarium und transnationale Anstöße im Recht der natürlichen Lebenswelt. Natur & Recht 20: 625-632.

Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD, Biodiversitätskonvention) vom 5. Juni 1992, BGBl. II 1995 S. 350.

VÖLK F. H. 1999: Langjährige erfolgreiche Rotwildüberwinterung ohne gravierende Schälschäden im Ostalpenraum. Beitr. Jagd- & Wildforschung 24: 69-86.

VOGEL, K.; VOGEL, B. & ROTHHAUPT, G. 1996: Einsatz von Zielarten im Naturschutz: Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. Naturschutz & Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.

WAGENKNECHT, E. 2000: Rotwild. Suderburg.

WALTER, R.; RECK, H. & KAULE, G. 1998: Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg: Das Zielartenkonzept – ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. Natur & Landschaft 73 (1), 9-25.

Wotschikowsky, U. & Kern, M. 2004: Verbreitung des Rothirsches in Deutschland, Deutsche Wildtier Stiftung et. al. (Hrsg.) Ein Leitbild für den Umgang mit dem Rothirsch in Deutschland. 31-42.

ZEHLIUS-ECKERT 1998: Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. Laufener Seminarbeitr. 8: 9-32.

Anschrift des Verfassers:

Andreas Heck

Heinrich-Böll-Straße 43

21335 Lüneburg

e-mail: Andreas.Heck@web.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Jahrbuch Naturschutz in Hessen

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: 9

Autor(en)/Author(s): Heck Andreas

Artikel/Article: Die Bedeutung des Rotwildes (Cervus elaphus Linné, 1758) als Schutzobjekt und Zielart im Naturschutz Lebensräume – Korridore – Biotopverbund 54-60