



Naturschutz und Biologische Vielfalt

136

# Nationalparkmanagement in Deutschland

Volker Scherfose (Hrsg.)

**Naturschutz und Biologische Vielfalt**  
**Heft 136**

# **Nationalparkmanagement in Deutschland**

Herausgegeben von  
Volker Scherfose

Bundesamt für Naturschutz  
Bonn - Bad Godesberg 2014

**Titelfotos:** oben links: Miesmuschelbank im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (G. Millat);  
oben rechts: Dreiborner Hochfläche im Nationalpark Eifel (A. Pardey);  
unten links: Totholzreicher Buchenwald im Nationalpark Hainich (R. Biehl);  
unten rechts: Rothirsch als Leitart unzerschnittener Landschaften (B. Dittrich/EUROPARC Deutschland)

**Adresse des Herausgebers:**

Dr. Volker Scherfose Bundesamt für Naturschutz  
Fachgebiet II 2.3 „Gebietsschutz/Großschutzgebiete“  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
E-Mail: volker.scherfose@bfn.de

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank *DNL-online* ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

Herausgeber : Bundesamt für Naturschutz (BfN)  
Konstantinstr. 110, 53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN

Druck: Griensch & Rochol Druck GmbH & Co. KG, Hamm

Bezug über: BfN-Schriftenvertrieb – Leserservice –  
im Landwirtschaftsverlag GmbH  
48084 Münster  
Tel.: 025 01/8 01-3 00, Fax: 025 01/8 01-3 51

oder im Internet:  
[www.buchweltshop.de/bfn](http://www.buchweltshop.de/bfn)

ISBN 978-3-7843-9077-2

Bonn - Bad Godesberg 2014

# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b> .....	5
Grundlegende Aspekte und Möglichkeiten des Schalenwild-Managements in deutschen Nationalparks	
VOLKER SCHERFOSE .....	7
Wildtiermanagement im Nationalpark Kellerwald-Edersee	
MANFRED BAUER .....	47
Invasion der pazifischen Auster ( <i>Crassostrea gigas</i> ) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer und ihre Folgen für die Miesmuschelbänke	
GERALD MILLAT .....	59
Wiederansiedlung des Störs ( <i>Acipenser oxyrinchus</i> Mitchill) und Förderung von Schwarz-Pappelbeständen ( <i>Populus nigra</i> L.) im Nationalpark Unteres Odertal	
MICHAEL TAUTENHAHN .....	77
Der Wasserhaushalt im Nationalpark Jasmund	
INGOLF STODIAN .....	105
Dokumentation der Entwicklung des Nationalparks Harz unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationskartierung	
GUNTER KARSTE .....	119
Die Integration des ehemaligen Truppenübungsplatzes Vogelsang in den Nationalpark Eifel	
ANDREAS PARDEY und MARKUS VOLLMER .....	139
Auf dem Weg zum Urwald – Ergebnisse der 2. Waldinventur im Nationalpark Hainich	
MANFRED GROSSMANN .....	161
Prozessschutz und Biodiversität im Nationalpark Bayerischer Wald	
CLAUS BÄSSLER .....	177
Klimafolgenforschung in Nationalpark Berchtesgaden und Konsequenzen für die Nationalparkplanung	
HELMUT FRANZ, JOCHEN GRAB, ANNETTE LOTZ und MICHAEL VOGEL .....	189
Potenziale eines sozioökonomischen Monitorings (SÖM) in deutschen Nationalparks	
CLARA BUER, FRANZISKA SOLBRIG und SUSANNE STOLL-KLEEMANN .....	213
Ranger in deutschen Nationalparks – Entwicklungstendenzen in 20 Jahren	
JAN BROCKMANN .....	233
„Urlaub bei unseren Partnern“ – Kooperationen stärken naturverträglichen Tourismus in den Nationalen Naturlandschaften	
ANDREA HOFFMANN .....	245



## Vorwort

Die „Nationalpark-Tradition“ in Deutschland kann mittlerweile zwar auf über 40 Jahre zurückblicken, ist aber im Vergleich zu anderen Staaten dennoch vergleichsweise jung. Erst 1970 wurde mit dem Nationalpark Bayerischer Wald der erste deutsche Nationalpark ausgewiesen. Einen besonderen Schub bekamen die Nationalparke dann mit dem sogenannten „Nationalparkprogramm“ der ehemaligen DDR im Jahre 1990. Der jüngste Park Schwarzwald wurde zum 1.1.2014 ausgewiesen. Mittlerweile haben Nationalparke in Deutschland deutlich an Ansehen und Akzeptanz gewonnen, da sie herausragende Landschaften dauerhaft schützen und nicht zuletzt durch eine hohe Wertschöpfung in die angrenzenden Regionen ausstrahlen. Die deutsche Bevölkerung erkennt zunehmend, dass sie durchaus stolz auf ihr Naturerbe sein kann. Weitere Nationalparke wie Hunsrück sind demzufolge in Vorbereitung.

In den Jahren 2009-2012 ist es erstmals mittels eines vom BfN mit Mitteln des BMU geförderten F+E-Vorhabens gelungen, alle deutschen Nationalparke auf freiwilliger Basis und anhand zuvor entwickelter Qualitätskriterien und -standards mit Hilfe eines unabhängigen Evaluierungskomitees zu evaluieren. Der entsprechende zusammenfassende Bericht durch EUROPARC Deutschland wurde mittlerweile veröffentlicht, die meisten Einzelberichte finden sich auf den Homepages der Parks. Mit dieser Evaluierung hat Deutschland eine internationale Vorreiterrolle übernommen. Der eingeleitete Prozess einer Überprüfung und Optimierung des Managements sollte nunmehr fortgesetzt bzw. dauerhaft etabliert werden.

Die vorliegende Veröffentlichung ist Ergebnis einer Tagung zum Management deutscher Nationalparke im Jahre 2011, die in der Internationalen Naturschutzakademie auf der Insel Vilm durchgeführt wurde. Einerseits werden Beispiele aus dem Spannungsfeld „natürliche Entwicklung versus Artenschutz“ vorgestellt, welches im Rahmen der o.g. Evaluierung intensiv diskutiert wurde. Darüber hinaus wird die Gebietsentwicklung einzelner Parke in mehreren Beiträgen bespiegelt. Schließlich werden weitere interessante parkübergreifende Themen wie die Entwicklung der Gebietsbetreuung, das sozioökonomische Monitoring oder die Initiative der Nationalpark-Partnerschaften beispielhaft aufgegriffen. Als Einführung wurde dem vorliegenden Band ein Artikel vorangestellt, der die grundlegenden Aspekte und Möglichkeiten des kontrovers diskutierten Schalenwild-Managements in den deutschen Nationalparks beleuchtet.

Dieser Tagungsband leistet damit einen substanziellen Beitrag zur weiteren Optimierung des Managements in deutschen Schutzgebieten.

Unser Dank gilt allen Autorinnen und Autoren, die zum Gelingen dieser Veröffentlichung beigetragen haben.

Prof. Dr. Beate Jessel  
Bundesamt für Naturschutz



# Grundlegende Aspekte und Möglichkeiten des Schalenwild-Managements in deutschen Nationalparks

VOLKER SCHERFOSE

„Wildtiere zu managen ist nicht schwierig. Das Problem ist das Management der Menschen, die mit diesen Tieren zu tun haben“ (ALDO LEOPOLD 1887-1948)

## 1 Einleitung

Nationalparke sind gemäß § 24 BNatSchG Schutzgebiete, die sich in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden oder geeignet sind, sich in einen Zustand zu entwickeln oder in einen Zustand entwickelt zu werden, der einen möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik gewährleistet.

Die Nationalparkverwaltungen stehen vor einem Dilemma. Auf der einen Seite ist es ihr Ziel, überwiegende Flächenanteile ihres Parks dem Einfluss des Menschen zu entziehen („Natur Natur sein lassen“), auf der anderen Seite ist bekannt, dass sehr hohe Dichten von Schalenwild dazu führen können, dass die Naturverjüngung vieler Baumarten leidet und Wälder als Klimaxökosysteme in Mitteleuropa dadurch (stark) beeinflusst werden könn(t)en. Dies wirft die Frage auf, welches Nationalpark-Leitbild überhaupt verfolgt wird und wieviel Wild im Ökosystem Wald innerhalb von Nationalparks man akzeptieren kann, ohne das Leitbild „Natur Natur sein lassen“ zu gefährden. Was also bedeutet „möglichst ungestörter Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik“ in Gebieten, die wie in Deutschland noch nicht sehr lange als Nationalparke ausgewiesen sind, die insbesondere für das Rotwild nur Teillebensräume darstellen (bei denen das Umfeld also aus der Betrachtung nicht ausgeklammert werden kann) bzw. die in Mitteleuropa von einer Kulturlandschaft umgeben sind, welche den Schalenwildarten ein Nahrungsangebot ermöglicht, welches weit über dem großer Waldgebiete („Naturlandschaft“) liegt.

Diese Frage wird von Wissenschaftlern verschiedener Fachrichtungen – z.B. Biologie (Botanik, Zoologie), Ökologie, Forstwirt- und -wissenschaft, Landespflege – und Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Nationalparkverwaltungen je nach ihrer Ausbildung und Erfahrung unter verschiedenen Blickwinkeln betrachtet und damit oft unterschiedlich bewertet und beantwortet. Wenn Forstverwaltungen zu Nationalparkverwaltungen werden, wie es in deutschen Wald-Nationalparks häufig der Fall ist, ist es besonders wichtig, diese zu interdisziplinären Teams mit einem entsprechenden Anteil an u.a. Biologen und Ökologinnen zu entwickeln. Dies gilt insbesondere auch hinsichtlich des Umgangs mit Schalenwild.



## 2 Das Nationalpark- bzw. Wildnis-Leitbild bestimmt den Umgang mit dem Wild

Das Management von Schalenwildarten in Nationalparks hängt entscheidend davon ab, welches Nationalparkverständnis bzw. welche Vorstellung von Naturdynamik oder Wildnis der jeweilige Betrachter (z.B. der Naturschützer) bzw. Entscheider (z.B. die Nationalparkverwaltung) hat und ob Arten- und Biotopschutz auf der einen Seite und andererseits Naturdynamikschutz als sich ausschließend betrachtet werden oder nicht (s. dazu u.a. SCHERZINGER 2002). Hinzu kommt das Problem, dass es natürliche Ökosystemzustände in Mitteleuropa seit mehr als 2-3 Jahrtausenden nicht mehr gibt und somit die Frage nach natürlichen Schalenwilddichten nicht beantwortet werden kann (FISCHER 1999). Es gibt sowohl Aussagen, dass diese in der mitteleuropäischen „Urlandschaft“ geringer waren als heute (z.B. aufgrund der höheren Dichte an Prädatoren, der geringeren Produktivität aufgrund fehlender Eutrophierung), ggf. aber auch höher (aufgrund geringerer Bejagung). Gemäß SCHERZINGER (1996) wurden Schalenwilddichten von 0,5-5 Rehen/100 ha bzw. 0,2-3 Rothirschen/100 ha, wie sie z.B. in Urwaldrelikten der Karpaten anzutreffen sind, mit einer natürlichen Dichte im Bergwald – zulässigerweise? – gleichgesetzt. Die Dichten in den deutschen Nationalparks liegen demgegenüber höher (s. Tab. 3).

Nationalpark-Leitbilder bzw. darauf aufbauende Zielzustände können sowohl historisch als auch aktualistisch definiert werden bzw. sein (vgl. Tab. 1). Sie können gemäß der Fragestellung „Ist Prozessschutz ein Ziel oder der Weg zum Ziel?“ zudem noch teilweise statischen bzw. ausschließlich dynamischen Naturschutzkonzepten zugeordnet werden (s. auch SCHUSTER 2010).

Tab. 1: Unterschiedliche Naturdynamik-Modelle als Grundlagen für das Management und die Entwicklung von Nationalparks

Historisches Leitbild	Aktualistisches Leitbild
<p><b>Naturdynamik-Modell A1</b></p> <p>Der Zielzustand ist historisch definiert; z.B. eine bestimmte Form einer potentiell natürlichen idealisierten Vegetation (=Urlandschaft?)</p> <p>Große Pflanzenfresser spielen darin eine eher geringe Rolle</p> <p>Ziel: Wildnis mit Eingriffen (zur „Wiederherstellung“ dieses Zustandes)</p> <p>Konsequenzen könnten sein:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Permanentes punktuelltes Artenmanagement</li> <li>– Management von Neobiota</li> <li>– <b>Permanentes Schalenwildmanagement</b></li> <li>– Management von Biotopen nach Bedarf</li> <li>– Renaturierung nach Bedarf (bis permanent)</li> </ul>	<p><b>Naturdynamik Modell B1</b></p> <p>Der Zielzustand ist aktualistisch hergeleitet und für die Zukunft weitgehend offen; z.B. bestimmte Ökosystemtypen inkl. deren Dynamik</p> <p>Ziel: ungelenkte Wildnis nach einer Übergangszeit, in der noch Eingriffe erlaubt sind</p> <p>Konsequenzen könnten sein:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Naturdynamik oft erst nach Initialmaßnahmen</li> <li>– Zunächst erfolgen Renaturierungen (z.B. Waldumwandlungsmaßnahmen)</li> <li>– <b>Schalenwildmanagement besonders zu Beginn</b></li> <li>– Artenmanagement besonders zu Beginn; bei Neobiota ggf. auch permanent</li> </ul>

Naturdynamik-Modell A2	Naturdynamik-Modell B2
<p>Der Zielzustand ist historisch definiert; z.B. eine bestimmte Form einer potentiell natürlichen idealisierten Vegetation (= Urlandschaft?)</p> <p>Große Pflanzenfresser spielen darin eine große Rolle (jedoch eine geringere als in der „Megaherbivoren-Theorie“)</p> <p>Ziel: Wildnis mit punktuellen Eingriffen (zur „Wiederherstellung“ dieses Zustandes)</p> <p>Konsequenzen könnten sein:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Permanentes punktuell Artenmanagement</li> <li>– Management von Neobiota</li> <li>– <b>Stark reduziertes Schalenwildmanagement</b></li> <li>– Management von Biotopen nach Bedarf</li> <li>– Renaturierung nach Bedarf</li> </ul>	<p>Ein Zielzustand ist nicht definiert bzw. völlig offen;</p> <p>Naturdynamikziel dominiert gegenüber Arten- und Biotopschutzziele (Primat: Natur ohne Mensch)</p> <p>Ziel: ungelenkte Wildnis sofort</p> <p>Konsequenzen könnten sein:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Naturdynamikschutz erfolgt sofort</li> <li>– Alle zukünftigen Prozesse werden toleriert, auch wenn sie „unerwünscht“ sind (z.B. in Bezug auf eine bestimmte potentiell natürliche Vegetation oder auf Kalamitäten)</li> <li>– Kein Arten- und Biotopmanagement</li> <li>– <b>Kein Schalenwildmanagement</b></li> </ul>

Die Wildnisentwicklung, die in Mitteleuropa heutzutage zu sekundärer Wildnis führt, kann dementsprechend (übergangsweise) gelenkt werden („relative Wildnis“) oder völlig frei ablaufen („absolute Wildnis“ gemäß PIECHOCKI et al. 2004). Die verschiedenen oben skizzierten Grund-Konzepte, die sicherlich noch weiter aufgefächert bzw. hinsichtlich bestimmter Managementaspekte auch durchmischt werden könnten, haben auch Auswirkungen auf den Umgang mit dem Wildmanagement, im speziell betrachteten Fall der Jagd in Nationalparks auf Rothirsch, Reh, Wildschwein und Gämse sowie auf allochthone Wildarten/Neozoen wie Damhirsch und Mufflon.

In den deutschen Nationalparks überwiegt derzeit (noch) das Leitbild der gelenkten Wildnisentwicklung (Modell B1). Die Gründe liegen vorwiegend darin, dass die Gebiete zu Beginn der Ausweisung oft noch nicht flächendeckend „naturnah“ sind, so dass ein vorübergehender Renaturierungsbedarf gesehen wird. Des Weiteren liegen zum Zeitpunkt der Nationalparkausweisung noch diverse wirtschaftliche Nutzungen vor, die nach und nach reduziert werden müssen. Auch die Kernzonenanteile entsprechen anfangs häufig noch nicht den fachlich gesetzten Zielen. Dementsprechend hat man sich für Deutschland geeinigt, eine bis zu 30 Jahre andauernde Übergangsphase zu akzeptieren, in der der Mensch noch in die Prozesse eingreifen kann (z.B. zur Ökosystemlenkung, Renaturierung etc.). Entsprechend akzeptabel wäre in diesem Zeitraum auch noch eine Bejagung, wenn sie ökologisch hergeleitet werden kann. Dies ist z.B. bei sehr hohen Wildbeständen der Fall, wenn diese eine „naturnahe“ Entwicklung von Wäldern konterkarieren (wobei die Definition von Naturnähe in Wäldern im Kontext zu Schalenwild dichten ja das eigentliche Problem darstellt). Eine Grundannahme dabei ist, dass sich das Schalenwild besonders gern dort konzentriert, wo wie in den Kernzonen die Störung durch den Menschen stark eingeschränkt ist bzw. keine Jagd mehr stattfindet. Dies wirft ein Licht auf das Umfeld: das Leitbild des Schalenwildmanagements im Nationalpark ist auch ein Ergebnis dessen, wie das Zusammenspiel mit dem National-

parkumfeld erfolgt. Andererseits wird die Frage aufgeworfen, ob natürliche Dynamik im Wald unter Berücksichtigung der Lebensraumeinbindung bzw. fehlender Prädatoren nicht auch bedeuten kann, in Kernzonen von Nationalparks unter bestimmten Bedingungen (z.B. fehlendem saisonalem Lebensraumwechsel) Schalenwildmanagement zu betreiben.

### **3 Die aktuelle Situation des Wildmanagements in den deutschen Nationalparks**

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Praxis des Schalenwildmanagements in den deutschen Nationalparks (verändert nach EUROPARC 2011b). Die Wattenmeer-NLP wurden dabei ausgeklammert, da Schalenwildmanagement hier nur eine untergeordnete Rolle spielt. Danach gibt es nur zwei Nationalparks, in denen die an sich nutzungsfreien Kernzonen – wie man vielleicht erwarten würde – weitestgehend auch jagdfrei sind (NLP Bayerischer Wald sowie NLP Berchtesgaden). Dies ist hier insbesondere auch eine Folge des saisonalen Lebensraumwechsels (winterliche Wanderungen in die Tal-lagen und Randbereiche der NLP) sowie von Wintergattern, die auf der anderen Seite aber auch ein Beleg für die fehlende Integration des Nationalparks im Umfeld sind (s.u.). In den übrigen Nationalparks umfassen die jagdfreien Zonen zumeist weniger als 25%, häufig sogar weniger als 15% der NLP-Flächen.

### **4 Schalenwildbestände in den deutschen Nationalparks**

Die entscheidende Frage ist nun, wann solche Zustände, die eine Bejagung angeraten erscheinen lassen, vorliegen und ob/wie Schwellenwerte dafür definiert werden können. Ein Vergleich der Schalenwild-Populationen in den deutschen Nationalparks (Stand: 2011/2012) hat ergeben, dass hier von Park zu Park deutliche Unterschiede vorliegen (Tab. 3; vgl. auch GÜNTHER & HEURICH 2013).

Da das Schalenwild kumulativ auf die Ökosysteme einwirkt, könnte man die Wildbestandsdichten gemäß AHRENS et al. (2002) und unter Zugrundelegung der Größe der NLP in Schalenwildeinheiten/100 ha berechnen.

1 Schalenwildeinheit entspricht nach AHRENS et al. (2002) in etwa

- einem Rothirsch
- zwei Damhirschen
- drei Mufflons
- vier Rehen

Schwarzwild müsste dabei nicht unbedingt berücksichtigt werden, da deren Beeinflussung insbesondere auf die Waldverjüngung, ein zentrales Thema in der Diskussion, nicht mit der der o.g. Arten zu vergleichen ist. Die Gämse könnte man zwischen Mufflon und Reh ansetzen.

Die Umrechnungsfaktoren nach AHRENS et al. (2002) sind aber stark vereinfachend – die Wirkung von vier Rehen oder zwei Damhirschen auf ein Wald-Ökosystem ist si-

Tab. 2: Vorkommen von Schalenwildarten sowie Methoden der Regulierung inkl. ihrer räumlichen und zeitlichen Einschränkungen in den deutschen Nationalparks

Nationalpark (Größe der Kernzone)	Vorkommende Schalenwildarten	Räumliche Beschränkungen	Zeitliche Beschränkungen	Methoden der Regulierung	Besonderheiten
<b>Jasmund</b> (2.040 □A)	Rot-, Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild	245 □A W□□□□□Z□□; W□□□□□B□□□□□ □□□N 493 □A □ □□□□□- schränkter Jagd	praktisch keine, gesetzliche Jagd- zeiten	Einzeljagd, Gruppenansitze, Gemeinschaftsjagd	
<b>Vorpommersche Boddenlandschaft</b> (5.080 □A)	Rot-, Reh-, Dam- und Schwarzwild	1.500 □A JA□□□□□□□□□□ (11% der NLP-Land- fl□□□□)	praktisch keine, gesetzliche Jagd- zeiten	Einzeljagd, Gruppenansitze, Gemeinschaftsjagd	
<b>Müritz-NLP</b> (19.650 □A)	Rot-, Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild	2.500 □A P□□□ AN□□ Jagdruhezone (8% □□□□NLP-F□□□) □.A. W□□□□□□□□□□ fl□□□□	praktisch keine, gesetzliche Jagd- zeiten	Einzeljagd, Gruppenansitze, Ansitz-Drückjagd	
<b>Unteres Odertal</b> (2.270 □A)	Rot-, Reh-, Dam- und Schwarzwild	CA. 400 □A JA□□□□□□	Drückjagden nur □□□ 1.11.-31.12.	Einzeljagd, Gruppenansitze, Drückjagd	
<b>Harz</b> (12.860 □A)	Rot-, Reh- und Schwarzwild	CA. 10% □□□□NLP- Fläche werden nicht bejagt (in allen Zonen)	J□□□□□□□ 15.12.; B□□□□□□□□ □□ Z□□□ □□□□ 15.-25.9.	Gruppenansitze, B□□□□□□□□□□	
<b>Eifel</b> (6.200 □A)	Rot-, Reh-, Muffel- und Schwarzwild	2.000 □A JA□□□□□□□□□□ (19% □□□□NLP-F□□□□)	□.A. 15.10.-15.12.	Gruppenansitze, B□□□□□□□□□□	
<b>Kellerwald-Edersee</b> (5.150 □A)	Rot-, Reh-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild	1.472 □A JA□□□□□□ (W□□□□□□□□□□ (25% □□□□NLP-F□□□□)	A□□□□□□□□ 15.12.	Einzeljagd, Gruppenansitze, B□□□□□□□□□□	Großteil des NLP ist □□□□□□□□□□ □□□□□□□□□□ J□□□□□□□□□□□□□□□□□□□ begriffen
<b>Hainich</b> (6.540 □A)	Rot-, Reh-, Dam- und Schwarzwild	1.500 □A JA□□□□□□□□□□ (W□□□□□□□□□□ (20% □□□□NLP-F□□□□)	1.8.-31.12.	Einzeljagd, Gruppenansitze, Drückjagd	

Nationalpark (Größe der Kernzone)	Vorkommende Schalenwildarten	Räumliche Beschränkungen	Zeitliche Beschränkungen	Methoden der Regulierung	Besonderheiten
<b>Sächsische Schweiz</b> (4.955 km <sup>2</sup> )	Rot-, Reh-, Muffel- und Schwarzwild	KEINE; 0% NLP-Fläche 15% NLP NLP nicht bejagt	Keine, gesetzliche Jagdzeiten	Einzeljagd, Gruppenansitze, Stoberjagd	
<b>Bayerischer Wald</b> (12.600 km <sup>2</sup> )	Rot-, Reh- und Schwarzwild	17.000 km <sup>2</sup> NLP- Fläche (71% NLP- Fläche); 83% NLP beträgt diese Fläche	ERB 1.9. (31.1.)	Einzeljagd, Gruppenansitze, Gatterabschuss, Kirrjagd, Saufang	Gatterabschuss bei R; Saufang bei Wild- schwein
<b>Berchtesgaden</b> (13.855 km <sup>2</sup> )	Rot-, Rehwild, Gams	14.000 km <sup>2</sup> NLP- Fläche (66% NLP- Fläche)	16.6-31.7.	Einzeljagd, Gruppenansitz, Drückjagd, Kirrjagd	

Die Wattenmeer-Nationalparke bleiben unberücksichtigt, da hier kaum Schalenwildmanagement stattfindet

cherlich nicht mit der eines Rothirsches identisch. Auch die Raumnutzung und Nutzung der Vegetation unter den genannten Arten bzw. die Raumnutzung in den einzelnen Nationalparks sind zu verschieden, insbesondere mit Blick auf Reh und Rothirsch. Das ganze Konzept ist deshalb unter Fachleuten höchst umstritten. Obwohl die Anwendung der o.g. Umrechnungsfaktoren eine sehr grobe Vergleichbarkeit des Einflusses aller Schalenwildarten **zwischen** den Nationalparks ermöglichen würde, wurden entsprechende Berechnungen deshalb hier nicht angestellt. Die Reihung der Nationalparke in Tab. 3 entspricht aber in etwa einer anhand solcher Kriterien vorgenommenen kumulativen Betrachtung. Die kumulativen Schalenwildichten – auf gleiche Fläche bezogen - nehmen dabei in Tabelle 3 von oben nach unten tendenziell ab.

Tab. 3: Populationsgrößen von Schalenwildarten und Wedgedichten in den deutschen Nationalparks (zum „Vergleich“ auch die Rothirschdichten der NLP Bialowieza und Schweizer NLP) (nach Daten der NLP-Verwaltungen bzw. der Literatur; bei den ca.-Angaben handelt es sich um grobe Schätzungen).

Nationalpark sowie terrestrische NLP-Fläche (Waldanteil NLP-Fläche in %) Binnenwaldanteil in %)	Trophie- typ	Populationsgröße (Anzahl Tiere im NLP sowie Dichte/100 ha)	Wedgedichte (lfm/km <sup>2</sup> )
<b>Jasmund</b> 2.440 ha (89%)	a	600 Dachs (24/100 ha) 50 Rothirsch (2/100 ha) 140 Mufflon (5,7/100 ha) 60 Reh? (2,5/100 ha)	3.770 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Eifel</b> 10.600 ha (76%)	b-c	960 Rothirsch (9/100 ha) 1.100 Reh? (9,4/100 ha) 200 Mufflon? (2/100 ha)	2.457 lfm/km <sup>2</sup> (ohne für die Öffentlichkeit Berechnung)
<b>Schweizer NLP *</b> 17.200 ha	a-b	1.900 Rothirsch (11/100 ha)	?
<b>Bialowieza *</b> 10.500 ha	a-b	950 Rothirsch (9/100 ha)	?
<b>Harz</b> 24.732 ha (97%)	b-c	1.700 Rothirsch (7/100 ha) 1.350 Reh? (5,5/100 ha)	3.240 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Müritz</b> 32.200 ha (72%)	c	2.000 Dachs (6,2/100 ha) 750 Rothirsch (2,3/100 ha) 3.200 Reh? (10/100 ha) 60 Mufflon? (0,2/100 ha)	1.600 lfm/km <sup>2</sup> ?
<b>Vorpommersche Boddenlandschaft</b> 12.900 ha (45%)	b	500 Rothirsch (3,9/100 ha) 400 Dachs (3,1/100 ha) 320 Reh? (2,5/100 ha)	1.400 lfm/km <sup>2</sup> ?

<b>Nationalpark</b> sowie terrestrische NLP-Fläche (WILDDENLÄNDER NLP-FLÄCHE IN DER BUNNINGSWEISE in %)	<b>Trophie-</b> <b>typ</b>	<b>Populationsgröße</b> (Anzahl Tiere im NLP sowie Dichte/100 ha)	<b>Wegedichte</b> (lfm/km <sup>2</sup> )
<b>Hainich</b> 7.513 ha (ca. 75%)	a	150 DämRC (2/100 ha) 75 RRC (1/100 ha) ca. 1.100 R? (15/100 ha)	1.300 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Kellerwald-Edersee</b> 5.724 ha (ca. 95%)	b-c	110 RRC (1,9/100 ha) 150 DämRC (2,6/100 ha) ca. 350 R? (6,1/100 ha) ca. 60 MfN? (1/100 ha)	2.900 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Berchtesgaden</b> 20.200 ha (ca. 45%)	a	230 RRC (1,1/100 ha) ca. 500 R? (2,5/100 ha) ca. 2.000 GMN? (10/100 ha)	1.150 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Unteres Odertal</b> ca. 10.000 ha (19%)	a	60 RRC (0,6/100 ha) 400 DämRC (4/100 ha) ca. 600 R? (6/100 ha)	1.875 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Sächsische Schweiz</b> 9.350 ha (92%)	b-c	200 RRC (2,1/100 ha) ca. 500 R? (5,4/100 ha) ca. 25 MfN? (0,3/100 ha)	7.000 lfm/km <sup>2</sup>
<b>Bayerischer Wald</b> 24.200 ha (> 90%)	b-c	450 RRC (1,9/100 ha) ca. 700 R? (2,9/100 ha)	2.900 lfm/km <sup>2</sup>

Hinweis: Arten wie Wisent und Steinbock sind hier nicht aufgeführt, da sie nicht bejagt werden.

- ? – grobe Schätzung (betrifft v.a. Rehe und Gämse)
- a – reiche Standorte überwiegen (z.B. Kalkbuchenwald)
- b – mittlere Standorte überwiegen (z.B. Melico-Fagetum)
- c – arme Standorte überwiegen (z.B. Luzulo-Fagetum)

\* Die Schalenwildichten im Schweizer Nationalpark und im Bialowieza-Nationalpark sind höher, da hier nur die Rotwildpopulationen aufgeführt sind

Da die Daten auf unterschiedliche Weise ermittelt wurden und auch Schätzungen beinhalten, können aus Tabelle 3 nur Tendenzen abgeleitet werden. Bei den Populationsgrößen ist zu berücksichtigen, dass es sich i.d.R. um Frühjahrs- bzw. Sommerbestandswerte handelt. In einzelnen Nationalparks sind die Wintervorkommen aufgrund der Wanderungen der Tiere in die Täler geringer (NLP Harz, Bayer. Wald, Berchtesgaden). Insbesondere beim Rotwild ist aufgrund der Rudelverbände eine hohe räumliche Mobilität zu verzeichnen (u.a. PETRAK 1999), wobei die home-range nach MEISSNER et al. (2013) oft überschätzt wird, so dass die Frasswirkungen auf die Ökosysteme nicht nur

jahreszeitlich stark schwanken können. Wie die Untersuchungen von u.a. MEISSNER et al. (2013) und die vielen Verbissgutachten zeigen, ist aber auch zu bedenken, dass die Frasswirkung des Schalenwildes in der Fläche nicht einheitlich ist, sondern je nach Kombination und Artenzusammensetzung der Biotopse sehr heterogen sein kann. So kann einem Schalenwildbestand keine gleichmäßige Verteilung und somit einem Nationalpark auch keine gleichmäßige „Belastung“ unterstellt werden.

Bei den angegebenen Rehdichten handelt es sich zumeist um grobe Schätzungen, da Rehe kaum exakt zu erfassen sind. Dennoch ergeben die ermittelten Werte einen guten Überblick über die Unterschiede auch hinsichtlich der „Belastungssituation“ bzw. Tragfähigkeit der Ökosysteme. Im Ergebnis resultieren „Schalenwildichten“, die deutlich variieren.

Die aufgeführten Populationsgrößen, die sich grundsätzlich in das Bild der Berechnungen von KINSER et al. (2010) und KINSER & MÜNCHHAUSEN (2011) zu den Rothirschdichten in Deutschland einpassen, erklären auch bereits weitgehend, warum in manchen Parks noch intensive Jagd betrieben wird [Bsp. Jasmund, Eifel, Müritz; Vorpommersche Boddenlandschaft, Harz (dazu RAIMER 2005, JAGDZENT & LEHMANN 2006, NEITZKE 2012)], diese in anderen hingegen moderat oder stark reduziert ist. Gegen eine starke Bejagung des Damhirsches gerade bei sehr hohen Beständen (z.B. HAUSKNECHT 2001) bestehen dabei keine Einwände, da diese Art als allochthon eingestuft werden kann.

Berücksichtigt werden muss in diesem Kontext unbedingt die unterschiedliche Trophie der Standorte und Ökosysteme in den Nationalparks, da sich die Verbisswirkung z.B. auf schattigen und nährstoffarmen Standorten besonders stark zeigt (OHEIMB et al. 1999). So verzögert z.B. ein hoher Wildverbiss in den Kiefernforsten des Müritz-Nationalparks (und nicht nur dort) die natürliche Waldumwandlung zu buchenreichen Mischwäldern. Nach ELLENBERG (1993) werden in einem Mischwald 15.000-25.000 Sämlinge pro Jahr produziert; für den Fortbestand des Waldes sollten nach HESPELER (1988) 3.000-4.000 Jungbäume/ha ausreichen. MEYER & RICHTER (2013) fanden in deutschen Naturwäldern rd. 2.000-10.000 Sämlinge/ha. Nach STRIEPEN (2013) sind dabei die Keimlingsdichten um so höher, je niedriger die Deckung der Waldbodenvegetation ist. Im Kalkbuchenwald des Nationalparks Hainich konnten im Rahmen der aktuellen Waldinventur im Durchschnitt rd. 10.000 Bäume (die Spanne reicht von weniger als 1.000 bis hin zu 25.000 Bäumen) größer 20 cm in der Verjüngung pro Hektar ermittelt werden (Biehl, pers. Mitt.). Im Müritz-NLP (Kiefernforste und Buchenwälder basenarmer Standorte) sind es im Mittel nur rund 2.000 Gehölzpflanzen pro Hektar innerhalb von Weisergattern (Spicher, pers. Mitt.). Dies lässt darauf schließen, dass ein Heranwachsen von Bäumen bei gleichem Wildeinfluss auf nährstoffarmen Standorten aufgrund geringerer Keimlingsraten schwieriger ist als auf nährstoffreichen Standorten.



#### **4.1 Beispiele außerhalb Deutschlands: Schweizer Nationalpark und Bialowieza**

Die Rothirschdichten im Schweizer Nationalpark sind seit der NLP-Ausweisung im Jahre 1914 (verbunden mit der Einstellung der Jagd im gesamten Gebiet) kontinuierlich angestiegen und haben sich seit den 1970er Jahren auf rd. 2.000 Tiere eingependelt (HALLER 2003); sie liegen aktuell höher als in allen deutschen Nationalparks (Tabelle 3). Wie erklärt sich nun die Tatsache, dass der Rothirsch (und die Gams als weitere Art mit hoher Populationsdichte) den Fortbestand des Waldes bzw. die langfristige Wiederwaldung des subalpinen Graslandes bisher nicht verhinderten (KRÜSI et al. 1996, SCHÜTZ et al. 1999, HALLER 2002). Hier sind insbesondere folgende Faktoren zu nennen:

- Der NLP ist nur vom Juni bis Oktober bevorzugter Aufenthaltsort des Rothirsches; den Spätherbst, Winter und das Frühjahr verbringen die Tiere in den Tälern außerhalb des Nationalparks.
- Große Teile des Nationalparks bestehen aus Hochweiden und alpinen Rasen (ca. 20%) bzw. Fels und Geröll (50%), insofern vermindert sich der Fraßdruck auf die subalpinen, von Bergföhre, Fichte, Arve und Lärche dominierten Wälder (30%).
- Die Wälder scheinen ausreichend licht- bzw. grasreich zu sein.
- Aufgrund der saisonalen Wanderung kann ein Wildmanagement (Herbstjagd auf weibliche Tiere und Kälber) außerhalb des Nationalparks in den Tälern stattfinden. Dort waren die Verbissraten vormals sehr hoch (VOSER 1987); sind aber anscheinend nunmehr geringer geworden (FILI 2011).

Beim Schweizer Nationalpark handelt es sich also in gewisser Weise um einen Sonderfall, der in Deutschland nur auf die Nationalparke übertragen werden kann, in denen starke saisonale Höhenwanderungen stattfinden (Bayerischer Wald und Berchtesgaden; z.B. BERBERICH & RICHARD 1994). Zudem findet das Wildmanagement (Patentjagdsystem) hier außerhalb des Parks statt.

FALINSKI (1986) geht davon aus, dass der heute recht hohe Fichtenanteil im Bialowieza-Nationalpark vor allem das Ergebnis der hohen Wilddichten im Zeitraum 1888-1915 (Aussetzung von Rothirsch) darstellt, die den Laubholz-Jungwuchs stark dezimierten und indirekt die Fichte förderten. Da seit 1950 Winterlinde und Hainbuche auf Kosten der Fichte wieder an Boden gewinnen, deutet dies darauf hin, dass die momentanen Dichten von insbesondere Rothirsch- und Wisent [derzeit leben gemäß DALESZCZYK & BUNEWICH (2009) ca. 800 Wisente im NLP] für mitteleuropäische Nationalparke auf reichen Standorten durchaus akzeptiert werden können.

### **5 Einfluss des Schalenwildes auf die Vegetation**

Durch sehr hohe Schalenwilddichten kann es zu klar nachweisbarer Beeinflussung der Vegetationsentwicklung von Wäldern kommen. Dieses Phänomen wird häufig für den

Wirtschaftswald herangezogen, um die Wildbestände zu reduzieren und gleichzeitig die Naturverjüngung zu fördern. Für Nationalparke ergibt sich die Frage, ob hier der gleiche Maßstab anzulegen ist. Dieses kann tatsächlich der Fall sein, wenn man dem Leitbild A1 (s.o.) folgt; bei Verfolgung der Leitbilder A2, B1 und B2 allerdings würde man „Vegetationsschäden“ durchaus eher in Kauf nehmen (können), solange das Oberziel „Natur Natur sein lassen“ auf großer Fläche gewahrt bleibt. Erstens ist ein Nationalpark kein Wirtschaftswald und zweitens handelt es sich in der Regel in (älteren) Nationalparken nicht um monotone Nadelholzforste, sondern um laubwaldreiche Bestände, die durchaus höheren (selektiven) Verbiss ertragen können, ohne die Waldregeneration zu gefährden. Im Gegenzug kann auch argumentiert werden, dass nachweislich zu hohe Wildbestände als unnatürlich und damit nicht Nationalpark konform einzustufen sind.

## **5.1 Gehölze**

Allgemein wird davon ausgegangen, dass stärker verbissene Baum- und Straucharten wie Eiche, Tanne, Eibe, Hainbuche, Esche, Ahorn, Vogelkirsche, Weide, Eberesche, Zitterpappel, Holunder, Weißdorn, Faulbaum und Schneeball (vgl. dazu u.a. KLÖTZLI 1965, JAUCH 1987, KRAUS 1987, STUBBE et al. 1997, GILL 2006, AID 2011) zwar hinsichtlich ihres potentiellen Vorkommens in den Waldökosystemen eingeschränkt werden (Entmischung, Verschiebung der Gehölzartenanteile; u.a. GERBER & SCHMIDT 1996, GILL & BEARDALL 2001, HORSLEY et al. 2003), jedoch nicht ganz aus den Beständen verschwinden (kein Artenverlust). Nach MANN (2009) betraf dies im NLP Harz v.a. die Nebenbaumarten. Behindert bzw. verzögert wird v.a. das natürliche Aufwachsen von Sträuchern und Bäumen. Verbiss von Naturverjüngung ist v.a. in forstlich stark verarmten Wirtschaftswäldern ein Problem (Jägerstiftung Natur & Mensch 2011). Hinsichtlich der Artenvielfalt von Baumarten scheint die Entmischung auf den reicheren, artenreichen Standorten – relativ betrachtet – höher auszufallen als auf den ohnehin artenarmen ärmeren Standorten (PETRAK et al. 2012, STRIEPEN 2013). Da die Buche vom Verbiss weniger stark betroffen ist (u.a. SCHMIDT & HEINRICHS 2012), kann die Frage aufgeworfen werden, ob die zunehmende Dominanz der Buche in mitteleuropäischen Wäldern bei geringerer Einflussnahme durch den Menschen auf die Waldökosysteme nicht zu geringen Anteilen auch eine Folge des Wildverbisses ist (STRIEPEN 2013).

## **5.2 Krautige Arten**

Auch der übermäßig starke Verbiss von krautigen Arten – insbesondere jener der Lichtungen und Vorwälder (FISCHER 1999) – wie Brombeere, Himbeere, Heidelbeere, Wald-Weidenröschen, Hasen- und Mauerlattich, Gr. Hexenkraut, Ährige Teufelskralle, Habichtskraut, Buschwindröschen oder Türkenbund-Lilie sollte in Nationalparken akzeptiert werden können, zumal nach SCHMIDT (1978) und GERBER & SCHMIDT (1996) zumindest auf reichen Standorten kein Artenrückgang beobachtet wurde. Auf ärmeren Standorten dürfte dies jedoch gemäß KRAUS (1987) anders sein.

### 5.3 Gesamtartenzahlen an Gefäßpflanzen

Nach OHEIMB et al. (2003) fördert der Verbiss die Vielfalt der krautigen Gefäßpflanzen auf Kosten der Gehölze infolge einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse (im Vergleich zu geäunten Flächen). Verbisstolerante Arten (häufig Gräser) erhöhen sich in ihrer Dominanz gegenüber den verbissemppfindlichen Arten (KRAUS 1987). So fanden SCHÜTZ et al. (1999) ähnlich hohe Pflanzen-Artenzahlen in den Wäldern des Schweizer Nationalparks unabhängig von der Rothirschdichte (auf den Hochweiden verdoppelte sich sogar die Pflanzen-Artenzahl mit zunehmender Rothirschdichte).

Auch MANN (2009) fand keinen statistisch belegbaren Einfluss des Wildverbisses auf die Gesamtartenvielfalt der Flora, der diesbezüglich als deutlich geringer als z.B. das Lichtangebot eingeschätzt wurde (s.a. SIMON et al. 2011, JÄGERSTIFTUNG 2012). Problematisch wird es erst, wenn tatsächlich wertgebende Arten wie Tanne, Eibe, Elsbeere, Speierling oder Orchideen (z.B. der Frauenschuh im NLP Jasmund) durch starken Wildverbiss zu verschwinden drohen. Gerade für derartige Arten sollte dann ein Monitoring durchgeführt werden.

Nicht unerwähnt bleiben soll hier die positive Rolle des Schalenwildes bei der Verbreitung von Gefäßpflanzen durch Endozoochorie (Ausbreitung durch Kot nach der Darmassage) sowie Epizoochorie (Ausbreitung durch Anheftung an der Oberfläche der Tiere; HEINKEN et al. 2005, RECK et al. 2009). Dies betrifft aber eher Therophyten als stenotope Waldarten wie Geophyten (OHEIMB et al. 2009).



Abb. 1: Der Rothirsch, für viele Naturschützer eine Leitart, für manche Forstwirte eine „Problem-Art“. (Foto: Bruno Dittrich/EUROPARC)

## 6 Äsungskapazitäten von Waldökosystemen

Einführend ist festzuhalten, dass die Äsungskapazitäten von (geschlossenen) Wäldern für Schalenwildarten grundsätzlich geringer sind als die der offenen Kulturlandschaft. HOFMANN & JENSSEN (2002) sowie STUBBE & HOFMANN (2011) weisen für Wälder darauf hin, dass die Äsungskapazitäten in lichtreichen Kiefernforsten armer Standorte des ostdeutschen Tieflandes aufgrund der hohen Anteile an Arten wie Heidel-, Preisel-, Him- oder Brombeere und Drahtschmiele deutlich über denen naturnaher Laubwälder (z.B. Luzulo-Fagetum) liegen; danach dürften Nationalparke mit hohen Anteilen an Luzulo-Fageten (statt Kiefern-Forsten) nicht unbedingt höhere Wilddichten „vertragen“ als genutzte Wälder. Dieses entspricht der Theorie von Ellenberg, dass dicht geschlossene artenarme Buchenwälder keine großen Vorkommen von großen Pflanzenfressern zulassen. Allerdings könnten Bucheckern (und Eicheln) der Laubwälder einem Nahrungsmangel im Winter (= bottleneck) – und damit dem o.g. Effekt – zumindest in sog. Mastjahren entgegenwirken. Auch SCHERZINGER (1996) weist darauf hin, dass Urwälder bzw. naturnahe Wälder kein reichhaltigeres Nahrungsangebot für Herbivore bereitstellen als Nutzwälder, vielmehr sei z.B. aufgrund von Kahlschlagwirtschaft in Nutzwäldern das Gegenteil der Fall.

Abschließend kann resümiert werden, dass sowohl zu geringe als auch zu hohe Schalenwilddichten zu einem Rückgang der (floristischen) Gesamt-Artenvielfalt führen können (HESTER et al. 2006, JÄGERSTIFTUNG 2012; Intermediate Disturbance Hypothesis).

## 7 Monitoring als essentielle Grundlage für das Wildmanagement

Aus Sicht des Autors ist es wünschenswert, dass man über gute Datengrundlagen zu den Schalenwildpopulationen in Nationalparks und deren Umfeld verfügt, um nachvollziehbare Entscheidungen hinsichtlich des Wildmanagements zu treffen (s.a. RAIMER 2005, HERZOG 2007, 2011, REIMOSER 2010). Allerdings gibt es eine Fülle von Erfassungsmethoden, die sich im Aufwand unterscheiden und die anscheinend auch zu unterschiedlichen Ergebnissen führen (Tab. 4).

Tab. 4: Erfassungsmethoden zur Erhebung der Populationsdichten beim Schalenwild (nach versch. Autoren)

Erfassungsmethode	Bemerkungen
Sichtfassung (kontinuierlich bzw. diskontinuierlich)	Liefert beim Rothirsch Aussagen zur Altersstruktur männlichen Wildes; weibliches Wild wird unterschätzt; liefert beim Rehwild trotz i.d.R. Unterschätzung des Bestandes zuverlässige Ergebnisse (TOTTEWITZ 1996)
Scheinwerferzählung	Liefert in der Regel für Rothirsch, Damhirsch und Reh aufgrund von Unterschätzung nur eingeschränkte Ergebnisse, für Muffel- und Schwarzwild gar nicht anwendbar; in reinen Waldgebieten weniger gut anwendbar (s.a. BAUER 2014). Die absoluten Anzahlen liegen gemäß Ahnert (pers. Mitt.) um 20-50% höher als die Zählergebnisse.

<b>Erfassungsmethode</b>	<b>Bemerkungen</b>
Nachtsichtbeobachtungen mittels Wärmebildkamera	In der Regel erfolgen die Erfassungen von einem Transekt aus.
Rückrechnung nach Jagdstrecken weiblicher Tiere	Angaben zur Streckenhöhe erlauben allein nur bedingt Rückschlüsse auf die Populationsgröße.
Losungszählverfahren	Zur Methodik s. TOTTEWITZ et al. (1996); guter Indikator für die Einstände bzw. Wildverteilung bei Rot- und Damhirsch.
Fährtenanalysen	Insbesondere bei Schneebedeckung, also sehr eingeschränkt, anwendbar; zudem personal- und zeitaufwendig und auch beim Reh kaum anwendbar (TOTTEWITZ 1996), bei falscher Anwendung hohe Wahrscheinlichkeit von Doppelzählungen.
Aufzeichnung mit Infrarot-/Wärmebild-Kamera (Befliegung)	Für Rehe und Wildschweine weniger geeignet als für Damhirsch und Rothirsch; nach HERZOG (2007) im Wald sogar ungeeignet (vgl. auch BAUER 2014), im Offenland hingegen geeignet. Artbestimmungen oft schwierig (HOHMANN & HUCKSCHLAG 2010). Nach KEMKES (2009) nur bei optimalen Witterungsbedingungen mit probaten Ergebnissen.
Abschuss-Statistiken (inkl. Geschlechter-Verhältnis und Altersklassen-Verteilung)	Jährlich erhobene Daten liegen für alle NLP vor; Rückrechnungen aufgrund der amtlich gemeldeten Strecke auf die absolute Wilddichte sind mit Fehlern behaftet; eine differenziertere Auswertung ist möglich anhand von Alter und Geschlecht sowie mit Hilfe von Sterbetafeln.

Die Populationserfassungen sollten regelmäßig erfolgen und einem Monitoring unterliegen. Wenn auch die absoluten Populationsgrößen nicht immer genau ermittelbar sind, so ergeben sich doch aus den Zeitreihen der Messungen – gleiche Methoden vorausgesetzt – belastbare Trends der Populationsentwicklung.

Sinnvoll bei Populationen mit starkem saisonalen Wechsel der Aufenthaltsräume wie dem Rothirsch sind auch wiederholte telemetrische Untersuchungen bzw. Sicht-Erfassungen zur Raum-Zeit-Nutzung (s.a. TOTTEWITZ & NEUMANN 2010, PETRAK 2012).

Daneben bedarf es insbesondere weiterer Monitoring-Verfahren zur Entwicklung der Vegetation, um den Einfluss des Wildes auf die Ökosysteme im Nationalpark (bei Wald-Nationalparks v.a. die Wälder) abbilden zu können, obwohl ein monokausaler bzw. direkter Zusammenhang zur konkreten/absoluten Wilddichte hier nicht immer gegeben ist (z.B. HOHMANN & HUCKSCHLAG 2010; Tab. 5). So müssen Leittriebverbiss bzw. Schälhöhe und die Wildbestandshöhe nicht immer parallel verlaufen. Weisergatter beispielsweise können nur ein Bestandteil eines umfassenden Schalenwildmonitorings sein (PETRAK 1991).

Tab. 5: Vorschläge für weitere Monitoring-Verfahren zur Abbildung des Einflusses des Schalenwildes auf das Ökosystem Wald in Nationalparks

Monitoring-Verfahren	Bemerkungen
Leittriebverbiss (Stichprobenverfahren, Traktverfahren sowie Schätzverfahren)	TYPISCHE FORM DES VERBISSGUTACHTENS, DIE ALS KENNGRÖÖE FÜR DIE VERBISSINTENSITÄT AUSREICHEND IST (ROTH 1996). DIE ANGABE IN PROZENT IST WENIGER AUSSAGEKRÄFTIG, DA SIE KEINE AUSKUNFT ÜBER DIE ABSOLUTE ANZAHL DER UNVERBISSENEN JUNGBÄUME (D.H. DIE TATSÄCHLICHE NATURVERJÜNGUNG) AUF DER FLÄCHE GIBT, DIE V.A. AUCH STANDORT- BZW. BESCHATTUNGS- ABHÄNGIG IST (S.A. GUTHÖRL 1991, ROTH 1996, MANN 2009, DEUTSCHE WILDTIERSTIFTUNG 2010, PRIEN & MÜLLER 2010). DER ZUSAMMENHANG ZWISCHEN DER HÖHE DES VERBISSES UND DER DICHTEN DES SCHALENWILDES WIRD KONTROVERS DISKUTIERT; DIREKTE RÜCKSCHLÜÖSE AUF DIE ABSOLUTEN WILDDICHTEN SIND PROBLEMATISCH (HERZOG 2011). DIE ERFASSUNGEN SOLLTEN ZU PHÄNOLOGISCH GLEICHEN ZEITRÄUMEN ERFOLGEN.
Vertikalstruktur repräsentativer Waldbestände	ERFASSBAR Z.B. ÜBER FOTOS; WICHTIG ZUR BEGUTACHTUNG, OB SICH Z.B. EINE AUSGEPRÄGTE, AUS VORHERIGER BEWIRTSCHAFTUNG RESULTIERENDE ALTERSKLASSENSTRUKTUR IM LAUFE DER ZEIT ZUNEHMEND AUFLÖST.
Vegetationserfassungen ge- zäunter und ungezäunter Weiserflächen (VERGLEICHSFLÄCHEN- BZW. KONTROLLZAUNVERFAHREN)	ZUR METHODIK SIEHE U.A. REIMOSER & SUCHANT (1991). ZU BEACHTEN IST: DA ES KEINEN WALD OHNE SCHALENWILD GIBT (ROTH 1996), SPIEGELN GEZÄUNTE WEISERFLÄCHEN EIN ZU POSITIVES BILD HINSICHTLICH DER NATURVERJÜNGUNG UNTER „REAL- BEDINGUNGEN“. GEZÄUNTE UND UNGEZÄUNTE WEISERFLÄCHEN SOLLTEN NICHT UNMITTELBAR NEBENEINANDER LIEGEN (HERZOG 2011). NACH STRIEPEN (2013) MÜÖSEN ABER DIE KEIMLINGS- DICHTEN VON BÄUMEN INNERHALB VON GEZÄUNTEN FLÄCHEN – GERADE WENN DORT BROMBEERE UND EREU DOMINIEREN – NICHT ZWANGSLÄUFIG HÖHER SEIN ALS AUÖERHALB.
Kartierung der Schäle	NUR DORT ANZUWENDEN, WO EINE HOHE BELASTUNG VORLIEGT; GETRENNTE AUFNAHME VON „SOMMER- UND WINTERSCHÖDEN“; SCHÄLEINFLÜÖÖE UND ROTHIRSCHDICHTEN SIND ABER NICHT MONOKAUSAL BZW. LINEAR VERKNÜPFT (VÖLK 1998, BARTH 2004), SONDERN Z.B. VON DER BEUNRUHIGUNG ABHÄNGIG. VERBISS UND SCHÄLE SIND AUCH NICHT IMMER POSITIV KORRELIERT (SIMON ET AL 2009).

Die in Tabelle 5 genannten Verfahren sollten sich in ein allgemeines bzw. bestehendes (vegetationskundliches) Monitoring, welches den Zustand der Vegetation bzw. des Ökosystems Wald möglichst umfassend widerspiegelt, einpassen bzw. an diese Verfahren angebunden werden, um die richtigen Schlussfolgerungen ziehen zu können.

Als wichtigste Monitoring-Methode in den Nationalparks hat sich die Ermittlung des Leittriebverbisses zur Einschätzung der Naturverjüngung etabliert; dabei wurden die Verfahren häufig unverändert aus dem Wirtschaftswald übertragen. Insofern muss hinterfragt werden, inwieweit die Ergebnisse der Leittriebverbissprozente praktikabel sind, die Zielentwicklung von Nationalparks zu überprüfen. Tabelle 6 liefert eine Übersicht der Ergebnisse aus den deutschen NLP. Durch länderspezifische methodisch unterschiedliche Vorgehensweisen sind die Ergebnisse nicht Nationalpark übergreifend

zu vergleichen. Um Wildkonzentrationen im Monitoringverfahren erkennen zu können, ist die Erfassung des Mengenverbisses an der Gesamtvegetation (Anteil oberirdisch beäster Pflanzenmenge) zielführender (PETRAK 1991, SIMON et al. 2011).

Tab. 6: Leittriebverbiss in den deutschen Nationalparks (beispielhaft nach Angaben der Nationalparkverwaltungen)

Nationalpark	Leittriebverbiss-Spannen (auf den gesamten NLP bezogen)
Bayerischer Wald	5-20%
Müritz-NLP	10-40%
Sächsische Schweiz	Hainich: 1-5% Bayerischer Wald: 18-23%
Hainich (Tabelle 1)	Laubbäume: 11-34 %
Hainich	Jahresmittel 20% (Buche 4%, Eiche 25%, Ahorn 27%, Eiche 38%)
Bayerischer Wald	Buche: 1,6% (0-11%), Fichte: 0,5%; Eiche: 18%; Tanne: 25,5% (0-65%)
Kellerwald-Edersee	Buche: 5-10%; Eiche: 15-25%

Wie wichtig die Erfassung unterschiedlicher bzw. mehrerer Parameter sein kann, zeigt ein Beispiel aus dem Nationalpark Bayerischer Wald; hier nahm die Verbissituation trotz verringerter Reabschüsse seit den 1990er Jahren nicht wie ggf. erwartet zu, sondern ab. Dies deutet darauf hin, dass nunmehr eine ausreichende Gehölzarten-Naturverjüngung vorliegt, so dass die Jagd auf Rehe im Nationalpark ganz eingestellt werden kann, selbst wenn die Verbissrate danach wieder zunehmen würde. Umgekehrt nahm der Leittriebverbiss im NLP Harz trotz steigender Abschusszahlen nicht ab, sondern zu (RAIMER 2013).

Bei der Fülle der o.g. Erfassungs- bzw. Monitoring-Methoden sollten in Zukunft nur noch diejenigen angewendet werden, die die Realität am besten abbilden und vom Aufwand bzw. Kosten/Nutzen-Verhältnis her angemessen sind. Darauf aufbauende mögliche Abschussplanungen sollten auf den Ergebnissen möglichst genauer Populationserfassungen fußen, aber auch in Beziehung zu anderen Faktoren (z.B. der Vegetationsentwicklung) gesetzt werden. Das Schalenwildmonitoring sollte integraler Bestandteil eines Gesamt-Monitorings sein. Darüber hinaus sind Vergleiche mit Daten aus dem Nationalparkumfeld sinnvoll.

## 8 Schwellenwerte für in Nationalparks tolerierbare Schalenwild- Populationen – ein zum Scheitern verurteilter bzw. unzulässiger Versuch ?

Wie für andere Umweltbereiche, so wäre auch für die Wild-Wald-Interaktion zu prüfen, ob man Schwellenwerte definieren kann, die in Abhängigkeit von der Tragfähigkeit der

Ökosysteme ein weiteres Ansteigen von Schalenwild-Populationen nicht anraten lassen. Für Nationalparke dürften diese wie schon oben erwähnt höher anzusetzen sein als für den Wirtschaftswald, gerade wenn eine schon recht naturnahe Vegetation ausgebildet ist. Darauf deutet auch Abbildung 6.7 in PRIEN & MÜLLER (2010) hin, nach der eine ökologisch tragbare Wilddichte (z.B. für Nationalparks) insbesondere in äsungsreichen Habitaten höher anzusetzen wäre als eine tragbare Wilddichte für den Wirtschaftswald. Sind die Populationsgrößen des Schalenwildes und in diesem Kontext wichtige andere Parameter über längere Zeiträume bekannt – was ein Monitoring voraussetzt –, so sollte dies für die einzelnen Parks durchaus möglich sein.

Ist es aber überhaupt sinnvoll, Schwellenwerte festzulegen? Diesbezüglich ist einerseits zu berücksichtigen, dass statische Dichteempfehlungen vor dem Hintergrund von natürlichen Populationsschwankungen gerade für Nationalparke (mit im Vergleich zur Kulturlandschaft höherer Ökosystemdynamik und dem Leitbild „Natur Natur sein lassen“) als zu sehr konstruiert bzw. nicht zielführend kritisiert werden können bzw. keine Praxisrelevanz haben (z.B. SCHERZINGER 1996, JAGSZENT & LEHMANN 2006, GÜNTHER & HEURICH 2012). So können Leittriebverbissprozent (Faktor 3) und Schädlingsprozent (Faktor 10) jahrweise erheblich schwanken, unabhängig von der Wildbestandsgröße, ausgelöst durch unterschiedlich intensive Störwirkungen der Winterfütterung im Umfeld eines Nationalparks (SIMON et al. 2008). Des Weiteren muss bedacht werden, dass z.B. eine natürliche Wilddichte als Zielgröße gemäß den historischen Leitbildern A1 und A2 nur sehr schwer zu definieren ist (s.a. HEURICH et al. 2009). Welches Jahrtausend vor Chr. soll als Bezugspunkt gelten; was wissen wir über Wildbestände in deutschen Wäldern vor 1.000, 2.000 und mehr Jahren (vgl. dazu u.a. SCHREIBER 2000)?

Soweit das Monitoring auf die Gehölzentwicklung abzielt, muss auch eine Entscheidung getroffen werden, inwieweit die Förderung einer Baumartenvielfalt ein wichtiges Nationalparkziel ist oder nicht. Gleiches gilt für den Aspekt der Höhe des Eichenanteils unter den augenblicklichen Verhältnissen der Verdrängung der Eiche auf Buchenwaldstandorten.

Die Festlegung übergeordneter Schwellenwerte, die dann für alle Nationalparke gelten könnten, bereitet noch größere Schwierigkeiten. Dies hat folgende Gründe (s. Kasten auf Seite 24).

Konkretisiert werden muss dabei auch, dass statische Dichteempfehlungen in Anbetracht der raum-zeitlichen Dynamik von Schalenwildpopulationen nur ein Hilfsmittel sind, welches der Orientierung mit Blick auf das einzuschlagende Management dient (zur Kritik an statischen Dichteempfehlungen s.u.a. JÄGERSTIFTUNG NATUR & MENSCH 2011, 2012). GÜNTHER & HEURICH (2012) schlagen deshalb statt ökologischer Ziel-dichten Schwankungsbereiche vor, innerhalb dessen die Populationsdichten variieren dürfen, ohne dass regulierend eingegriffen werden muss.



1. Die geologisch-bodenkundliche Beschaffenheit der NLP variiert stark; daraus entstehen unterschiedlich produktive Wald-Ökosysteme mit unterschiedlicher Ökosystemkapazität hinsichtlich der Ernährung des Schalenwildes (= Äsungskapazitäten) bzw. verschieden hohem Naturverjüngungspotenzial. So unterscheiden sich die Nahrungskapazitäten ausgewählter Wald-Ökosysteme in Abhängigkeit der Standortproduktivität und Zusammensetzung der Strauch- und Krautschicht z.T. deutlich voneinander (s. Tab. 6.3 in PRIEN & MÜLLER 2010). Auch der Verjüngungserfolg der Rotbuche (10.000-60.000 Jungpflanzen/ha) schwankt stark in Abhängigkeit der Humusform (als Indikator für die Standortstrophie (s. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010); dies erklärt die deutlich höhere Resilienz von Kalkbuchenwäldern gegenüber dem Einfluss des Wildverbisses auf die Naturverjüngung.
2. Die Ausgangskonstellationen bzw. die Naturnähegrade der Waldökosysteme in den NLP variieren noch deutlich; zuweilen dominieren noch Fichtenforste (z.B. NLP Harz, Eifel und Sächs. Schweiz) mit erhöhter Anfälligkeit gegen Wildschäden u.a. aufgrund eines verminderten Nahrungsangebotes im Wald (s. dazu z.B. VÖLK 2011). Kiefernforste müssen nach HOFMANN & JENSSEN (2002) nicht unbedingt mit einer geringeren Äsungskapazität (und in deren Folge auch verminderten Naturverjüngung?) einhergehen.
3. Die Artenvielfalt und Biotoptypen-Zusammensetzung der Waldökosysteme der deutschen Nationalparke variieren ebenfalls deutlich.
4. Wie die Tabellen 2 und 3 zeigen, gibt es unterschiedliche Schalenwild-Artenvorkommen (Kombinationen) in den Nationalparks; es stellt sich deshalb die grundsätzliche Frage, ob man deshalb nur auf eine Art bezogen Schwellenwerte bilden darf oder ob es möglich ist, diese mittels Verrechnung (AHRENS et al. 2002) zu einem Gesamtwert zu integrieren.
5. Das Wald-Offenland-Verhältnis in den terrestrischen NLP variiert ebenfalls (s. Tab. 3). Die Nationalparke mit einem hohen Offenland-Wald-Verhältnis dürften tendenziell höhere Schalenwildichten „vertragen“ als solche mit einem geringen Offenland-Wald-Verhältnis. Gleiches gilt für lichtdurchlässige Waldgesellschaften mit ausgeprägter Gras-/Krautschicht (inkl. Kiefernforsten) im Vergleich zu dunklen Fichtenforsten nahezu ohne Krautschicht.
6. Manche Nationalparke beherbergen bereits Prädatoren wie den Luchs (NLP Harz und Bayer. Wald), andere nicht; dies muss Auswirkungen auf das Ausmaß des Wildmanagements haben.

Solange die Naturverjüngung in Wäldern nicht massiv negativ beeinflusst bzw. unterbunden wird, sollten in Nationalparks wie schon erwähnt höhere Schalenwildichten als im Wirtschaftswald akzeptiert werden, zumal es in Nationalparks aus ökonomischer Sicht eigentlich keine „Wildschäden“ geben kann (BEYER 2004). Dies gilt insbesondere auch für den Fall, wenn es zur zunehmenden Einwanderung von Luchs und Wolf kommt. Zu bedenken ist auch, dass v.a. der Rothirsch eine Attraktion für Besucher darstellen kann, gerade wenn er tagaktiv erlebt werden kann (Bsp. NLP Eifel). So ist

es denn auch das Ziel mehrerer Nationalparks, Schalenwild für Besucher sichtbar zu machen (PFANNENSTIEL & STUBBE 2011).

## 9 Vorschläge für ein Nationalpark konformes Wildmanagement

Es gibt eine ganze Reihe von Vorschlägen, wie ein Nationalpark (bzw. Schutzgebiets) konformes Schalenwildmanagement durchzuführen sei (s. dazu u.a. WÖLFEL & WEGENER 2002, EMMERT 2002, BARTH 2004, BEYER 2004, DT. WILDTIERSTIFTUNG 2006, 2010, THIELE 2009, EUROPARC-DEUTSCHLAND 2003 sowie 2011a, LOIBL-KÄHLER 2011, SUCHANT 2011); diese werden oftmals auch schon praktiziert (s. nachfolgenden Kasten).

- Keine Wildfütterungen (\*), Wildäcker und Kirrungen im und auch nicht im unmittelbaren Umfeld von Nationalparks
- Keine Selektion nach Trophäenqualität
- Verkürzung der Jagdzeiten (wobei zu diskutieren ist, ob dies auch beim Wildschwein angesagt ist) bzw. Intervalljagd (z.B. Bejagung von Schmaltieren und -spießern im Mai/Juni und dann erst wieder im September; LOIBL-KÄHLER 2011)
- Keine Winterjagd, da dadurch die Verbissintensität nur gesteigert wird
- Räumliche und zeitliche Reduzierung der jagdbedingten Gebietsbeunruhigung (nur wenige Drück-/Stöberjagden und/oder Schwerpunkt- bzw. Intervallbejagung während der Jagdzeiten; Reduzierung der in der Summe störungsreichen Ansitzjagden, WÖLFEL 1999). Eine Überbetonung von Bewegungsjagden, die beim Reh durchaus effektiv sein können (LANG et al. 2010) wird beim Rothirsch von PRIEN (2011) kritisch gesehen. Unter Regiejagd stellten FICHTNER et al. (2011) deutlich geringere Verbissintensitäten fest als unter Pachtjagd.
- Variation der Jagdmethoden, um Gewöhnungseffekte des Wildes zu minimieren
- Keine Hochsitze, Kanzeln, Pirschwege in den jagdfreien Zonen bzw. Kernzonen
- Ausreichernder Abschuss von weiblichen sowie jungen Tieren („jung vor alt“)
- Schonung der Leittiere
- Bei gleichwertiger Tötungswirkung Verwendung bleifreier Munition (z.B. im Hinblick auf den Schutz von Greifvögeln)
- Keine Nachtjagd
- Mehr Flexibilität hinsichtlich der (jährlichen) Abschussplanung
- Wintergatter im Gebirge stellen nur eine Zwischenlösung dar
- Keine Verpachtung von Flächen der öffentlichen Hand zu Zwecken der klassischen Jagd
- Keine Jagd aus kommerziellen Gründen, sondern vielmehr als Wildbestandsregulierung

\* Das Thema Wildfütterung in Notzeiten („Winterfütterung“) wird dabei kontrovers diskutiert. Einerseits kann man fordern, diese mit Blick auf das zentrale Nationalparkziel „Natur Natur sein lassen“ nicht zuzulassen (auch wegen z.T. falscher Anwendung), andererseits ist festzu-

stellen, dass z.B. dem Rothirsch die Winterlebensräume in den Tälern weitestgehend nicht mehr zur Verfügung stehen und auch eine winterliche Ruhephase aufgrund von Wintertourismus kaum gegeben ist, womit sich eine Winterfütterung in Notzeiten – möglichst außerhalb des NLP – ggf. begründen ließe.

Vier weitere Aspekte sollen hier näher aufgegriffen werden.

## 9.1 Zeitraum der Bejagung

Grundsätzlich sollte es das Ziel von Nationalparks sein, die Jagd soweit wie möglich einzuschränken, um dem grundsätzlichen Ansatz, menschliche Eingriffe zu minimieren, näherzukommen. Dies impliziert auch eine Reduzierung der Jagdzeiten.

Tabelle 7 stellt dazu die Situation in der Normallandschaft (gesetzliche Jagdzeiten) einem Modell gegenüber, welches in Nationalparks im Grundsatz Berücksichtigung finden sollte. Sie folgt der Leitidee, dass sich eine Orientierung an gesetzlichen Jagdzeiten in Nationalparks nachteilig auswirkt, da damit eine zeitlich zu lang anhaltende, dafür nicht effektive Jagd begünstigt wird.

Tab. 7: Vorschläge in Bezug auf eine Verkürzung der Jagdzeiten in den deutschen Nationalparks

	<b>Bejagungszeiten Rothirsch</b>	<b>Bejagungszeiten Reh</b>	<b>Bejagungszeiten Wildschwein</b>
Normallandschaft (Ist) *	<b>Jungtiere:</b> Juni - Februar (9 Monate) <b>Alttiere:</b> August - Januar (6 Monate)	<b>Jungtiere:</b> Mai - Januar (9 Monate) <b>Ricken:</b> September - Januar (5 Monate)	<b>Jungtiere:</b> ganzjährig <b>Alttiere:</b> Juni - Januar
Nationalparke (Soll)	August - Dezember (5 Monate) oder Intervalljagd	Nicht in allen Monaten jagen (ggf. Mai sowie August bis Dezember)	Intervalljagd?*

\* Quelle: [www.schonzeiten.de](http://www.schonzeiten.de)

## 9.2 Durchführende der Bejagung

In den terrestrischen deutschen Nationalparks gibt es derzeit verschiedene Praktiken, wer das Wildmanagement durchführt (s. Tab. 8):