

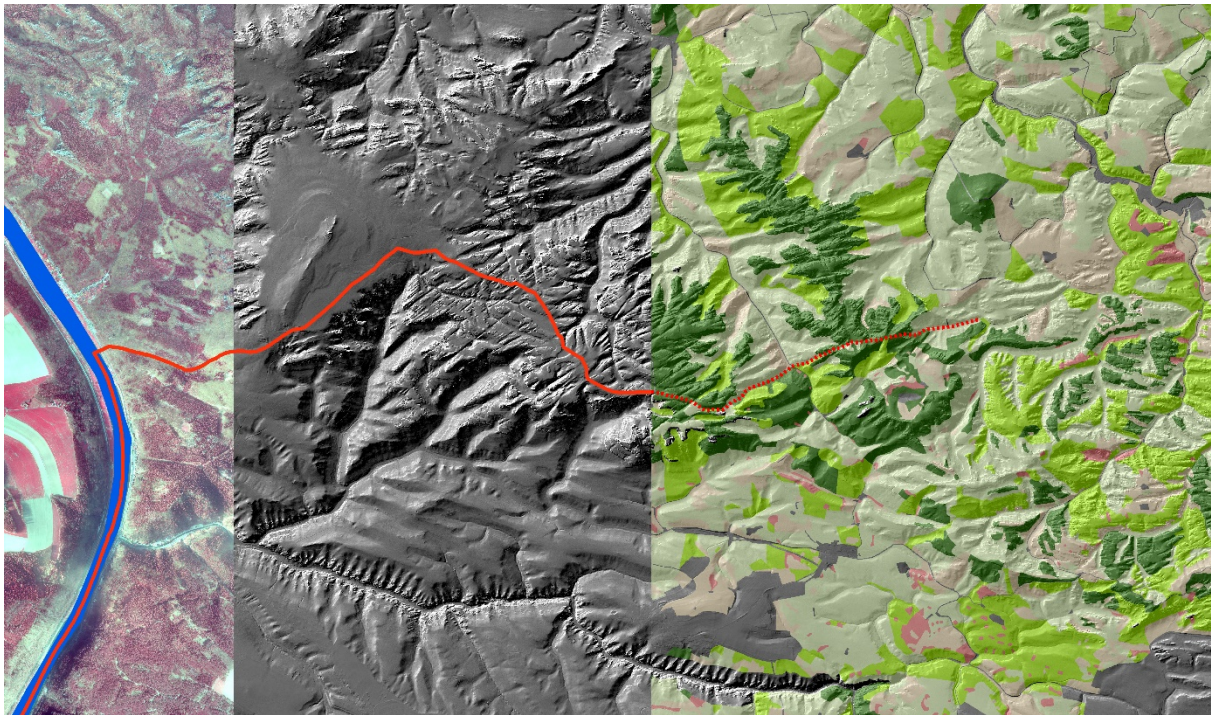
Elmar Csaplovics / Ulrike Seiler / Jan Wild / Susanne Winter

Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe

Indikátory pro hodnocení přírodě blízkého prostředí

Abschlussbericht und Ergebnisse des Projektes

Závěrečná zpráva a výsledky projektu



Das Projekt wurde im Rahmen des INTERREG IVA Ziel3 Programms zur Förderung der grenzübergreifenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik realisiert.

Projekt byl realizován v rámci programu INTERREG IVA Cíl 3 na podporu přeshraniční spolupráce mezi Svobodným státem Sasko a Českou republikou.



Europäischer Fonds für regionale Entwicklung:
Wir investieren in Ihre Zukunft/Evropský fond pro
regionální rozvoj: Investice do vaší budoucnosti



Ziel 3 | Cíl 3
Ahoj sousede. Hello Nachbar.
2007-2013. www.ziel3-cil3.eu

Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe

Indikátory pro hodnocení přírodě blízkého prostředí

Abbildungsnachweis: Buchumschlag

CIR-Luftbild und digitales Geländemodell Sächsisch-Böhmische Schweiz,

© EU-INTERREG IIIA Projekt GeNeSiS, Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, TU Dresden

Altersklassen der Hauptbaumarten von 2014,

© Sächsischer Teil - Bearbeitung: Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, TU Dresden;

Quelle: Forstgrundkarte 1:5.000, Walddatenbank Sachsen, Staatsbetrieb Sachsenforst

© Böhmischer Teil - Bearbeitung: Botanisches Institut AS ČR; Quelle: Nationalparkverwaltung Böhmisches Schweiz

Seznam vyobrazení: Obal knihy

CIR-snímek a digitální model terénu Českosaského Švýcarska,,

© EU-INTERREG IIIA Projekt GeNeSiS, Institut pro fotogrammetrii a dálkový průzkum Země, TU Drážďany

Věkové třídy hlavních druhů dřevin z roku 2014,

© Saská část - zpracování: Institut pro fotogrammetrii a dálkový průzkum Země, TU Drážďany;

Zdroj: Mapa lesnická základní 1:5.000, Lesní datová banka Sasko, Státní podnik Saské lesy

© Česká část - zpracování: Botanický ústav AV ČR; Zdroj: Správa národního parku České Švýcarsko

Editorial

Der Wald selbst, die Baumwelt hat jetzt ein neues Gepräge erhalten. An die Stelle des alten Plänterwaldes, der in Anlehnung an die Natur Bäume aller Jahrgänge gemischt enthielt, ist der moderne Forst getreten, in dem in regelmäßigen Revieren Bäume nach Jahrgängen geordnet sind. In solchen Forsten, in denen einzelne Reviere auf einmal kahl gehauen und ebenso in einem Jahr wieder aufgeforstet werden, ist natürlich die alte Mannigfaltigkeit des Waldes ganz verschwunden, es ist kein Wald mehr, sondern eine Baumplantage.

Curt Grottewitz (1928) Veränderungen in der deutschen Baumwelt, in: Wilhelm Bölsche (Hg.) Der Mensch als Beherrscher der Natur. Der Bücherkreis, Berlin, S.22

Der Wert einer Landschaft lässt sich anhand seiner natürlichen Ressourcen abschätzen, die letztlich die Basis für unsere Existenz und unser Wohlbefinden bilden. Neben der Versorgung mit Rohstoffen liefern sie wichtige Leistungen, die für unsere Gesundheit, Ernährung und Wirtschaft von grundlegender Bedeutung sind. Einen messbaren Wert haben Natur und Landschaft dabei allerdings nicht, denn er beruht einzig und allein auf der individuellen Wertschätzung eines jeden Einzelnen.

Es gibt Landschaften, die mit ihrer unvergleichlichen naturräumlichen Schönheit seit Jahrhunderten den Menschen begeistern und anziehen. Die Sächsisch-Böhmische Schweiz gehört zu diesen Landschaften. Sie ist geprägt von einer Mannigfaltigkeit an Lebensräumen, die aus einer Vielzahl morphologischer Großformen resultieren. Die Lage und Ausdehnung dieser einzigartigen Landschaft ist überwiegend an das Verbreitungsgebiet des Kreidesandsteins geknüpft und reicht beiderseits der Elbe von Dečín in der Tschechischen Republik (böhmischer Teil) bis Pirna in der Bundesrepublik Deutschland (sächsischer Teil). Trotz intensiver Beanspruchung durch den Menschen ist im Elbsandsteingebirge, wie die korrekte geologisch-morphologische Bezeichnung der Region lautet, relativ viel vom ursprünglichen Charakter der Landschaft erhalten geblieben. In Mitteleuropa existieren seit der Besiedlung durch den Menschen keine großräumigen Naturlandschaften mehr, sodass Gebiete mit einer nach wie vor außergewöhnlichen Naturlandschaft, wie die Sächsisch-Böhmische Schweiz sie aufweist, als äußerst schutzwürdig einzustufen sind. Den Gründungen der beiden Nationalparke auf sächsischer und böhmischer Seite gingen jahrzehntelange Schutzbemühungen voran, die nunmehr seit dem Jahr 2000 grenzübergreifend rechtlich verbindlich festgeschrieben sind und ausschließlich der Erhaltung und qualitativen Entwicklung der Naturlandschaft dienen. Der Nationalpark Sächsische Schweiz besteht seit 1990 und umfasst zwei charakteristische Ausschnitte des rechtselbischen Naturraums, die zusammen eine Fläche von 93,5 km² einnehmen. Im Jahr 2000 wurde der Národní park České Švýcarsko (Nationalpark Böhmisches Schweiz) mit einer Fläche von 79 km² eingerichtet und schließt direkt an den Nationalparkteil Hintere Sächsische Schweiz an.

Im Rahmen des Ziel3/C13 Projektes *InwertNatur* wurden in grenzübergreifender Zusammenarbeit zwischen der Technischen Universität Dresden (Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz) und dem Institut für Botanik der Tschechischen Akademie der Wissenschaften Indikatoren erarbeitet, die es ermöglichen, für ausgewählte Bereiche den Wert der Landschaft innerhalb der Nationalparkgrenzen zu erfassen und zu bewerten. Dabei ist generell anzumerken, dass eine Bewertung der naturräumlichen Ausstattung oft mit großen Unsicherheiten verbunden ist, da ökologische Wirkungsgefüge sehr komplex sind und die Summe einzelner Messgrößen wie Baumartenzusammensetzung, Dichte des Wegenetzes oder Vorkommen spezifischer Arten nicht gleichzusetzen ist mit dem Gesamtwert einer Landschaft. Unabhängig von diesen Einschränkungen, die bei der Bewertung der Naturnähe zu berücksichtigen waren, liefert das Projekt einen nachhaltigen Beitrag zur Steigerung der Wertschätzung der Sächsisch-Böhmischen Schweiz, einer in Europa einzigartigen Landschaft.

Die Kooperation und die Realisierung der Projektziele wurden durch die Nationalparkverwaltungen in der Sächsischen und Böhmischen Schweiz maßgeblich unterstützt. Unser Dank bezieht sich auf die Bereitstellung der Datenbestände zur naturräumlichen Ausstattung der Nationalparke, auf die fachliche Einschätzung der Arbeitsergebnisse und darüber hinaus auf die während der gesamten Projektlaufzeit umfassend kollegiale Unterstützung und Kooperation. Die administrative Verwaltung des Projektes lag in der Mitverantwortung des European Project Center der TU Dresden, das dem Projektteam kompetent, zuverlässig und hilfreich als Ansprechpartner bei allen finanziellen Aspekten zur Seite stand.

Ulrike Seiler & Elmar Csaplovics
Dresden, Dezember 2014

Editorial

Les sám, svět stromů, získal zcela novou podobu. Na místě starého výběrného lesa, ve kterém byly promíchány stromy různého stáří, dnes stojí moderní les, ve kterém jsou v pravidelných porostních skupinách stromy řazeny podle věkových tříd. Samozřejmě, že v takovémto lese, ve kterém se provede holoseč a znovu se zalesní, původní rozmanitost lesa zcela vymizela. Už to není les. Je to plantáž na výrobu dřeva.

Curt Grottewitz (1928): Veränderungen in der deutschen Baumwelt, in: Wilhelm Bölsche (edit.) Der Mensch als Beherrscher der Natur. Der Bücherkreis, Berlin, str.22

Hodnotu krajiny lze odvodit z jejích přirozených zdrojů, které jsou základem naší existence a zdraví. Kromě surovin nám krajina poskytuje služby zásadního významu pro naše zdraví, výživu a hospodářství. Měřitelnou hodnotu přitom příroda ani krajina nemají. Tato hodnota krajiny totiž vychází pouze a jedině ze subjektivního hodnocení každého jednotlivého člověka.

Jsou místa, která člověka přitahují díky své jedinečné a přirozené kráse již po celá staletí. Krajina Českosaského Švýcarska mezi ně bezpochyby patří díky rozmanitosti stanovišť, vycházející z řady morfologických forem. Poloha a rozloha této jedinečné krajiny se váže výhradně k oblasti výskytu křídového pískovce po obou stranách řeky Labe od Děčína v České republice (česká část) až po Perno (Pirna) ve Spolkové republice Německo (saská část). I přes intenzivní využívání této oblasti člověkem se v Labských pískovcích (Děčínské vrchovině), jak se správně geologicko-morfologicky tento region nazývá, z původního charakteru krajiny dochovalo relativně mnoho. Od doby osídlení člověkem se ve střední Evropě již nedochovaly žádné velkoplošné přirozené krajiny. Proto je nutno oblasti jako je Českosaské Švýcarsko chránit. Založení obou národních parků na české a saské straně předcházela desetiletí snah o ochranu tohoto území. Od roku 2000 je jeho ochrana přeshraničně zakotvena v příslušných právních předpisech. Jejím cílem je výhradně zachování a kvalitativní rozvoj přirozené krajiny. Národní park Saské Švýcarsko byl založen v roce 1990 a zahrnuje dvě charakteristické části na pravé straně řeky Labe. Rozloha obou částí je 93,5 km². V roce 2000 byl vyhlášen Národní park České Švýcarsko o rozloze 79 km², který bezprostředně navazuje na část národního parku Saské Švýcarsko, nazývané Zadní Saské Švýcarsko (Hintere Sächsische Schweiz).

V rámci projektu *InwertNatur*, podpořeného z programu EU Cíl 3, byly v rámci přeshraniční spolupráce mezi Technickou univerzitou v Drážďanech, Ústavem fotogrammetrie a dálkového průzkumu, Ústavem pro obecnou ekologii a ochranu životního prostředí (TU Dresden, Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz) a Botanickým ústavem Akademie věd České republiky vyvinuty indikátory, které pro vybrané oblasti krajiny v rámci hranic národních parků do jisté míry umožňují dokumentovat a vyhodnotit přírodní hodnotu krajiny. Obecně je nutno poznamenat, že hodnocení krajiny je často spojeno s velkou mírou nejistoty. Ekologické celky jsou totiž velmi komplexní a suma jednotlivých měřitelných veličin, jako je druhové složení dřevin, hustota cestní sítě nebo výskyt specifických druhů, nelze klást na roveň s celkovou hodnotou krajiny. Nezávisle na těchto omezeních, která bylo při hodnocení stupně blízkosti k přírodě nutno zohlednit, přispívá tento projekt trvale ke zvýšení uznání Českosaského Švýcarska, krajiny, která je v Evropském měřítku jedinečná.

Spolupráce a realizace cílů byla podpořena správami obou národních parků, Českého i Saského Švýcarska. Rádi bychom na tomto místě poděkovali za poskytnutí dat k geografickým a přírodním poměrům národních parků, ale i odborného hodnocení výsledků práce a kolegiální podpory a kooperace během celé doby realizace tohoto projektu. Administrativní řízení projektu spočívalo v rukách Centra evropských projektů Technické univerzity v Drážďanech (European Project Center der TU Dresden), které tým projektu ve všech finančních otázkách kompetentně a spolehlivě podporovalo.

Ulrike Seilerová & Elmar Csaplovics

Drážďany, prosinec 2014

Vorwort

Naturnähe und Konzepte zu ihrer Erfassung

Nationalparke verfolgen als oberstes Ziel den Erhalt der Natur, wobei ebenfalls eine gewisse Infrastruktur für Umweltbildung und Naturtourismus geschaffen wird. Dadurch tragen Nationalparke zur Bewusstseinsbildung für Natur und seine komplexen Erscheinungen bei und ermöglichen, Naturzustände differenziert wahrzunehmen. Das Management eines Nationalparks soll dem Erhalt des gesamten Gebietes dienen. Sofern es hinsichtlich der Naturzustände Defizite in der Flächenkulisse des Nationalparks gibt, soll eine Renaturierung der betreffenden Flächen angestrebt werden. Nationalparke entsprechen der nach IUCN (International Union for Conservation of Nature – Weltnaturschutzunion) definierten Schutzgebietskategorie II. Wenn die Kriterien der IUCN zur Anerkennung eines solchen IUCN-Nationalparks nicht vollständig erreicht werden, das Gebietsmanagement aber das Ziel verfolgt, diese Kategorie zu erreichen, wird das Gebiet Entwicklungsnationalpark genannt. Beide Nationalparke, Böhmisches und Sächsisches Schweiz, befinden sich seit deren Gründung (in den Jahren 1990 bzw. 2000) in diesem Entwicklungsprozess.

Der Erfolg des Nationalparkmanagements kann anhand des Entwicklungsfortschrittes in Richtung Nationalpark nach IUCN-Kriterien gemessen werden. Dazu gibt es verschiedene Möglichkeiten:

- 1) Evaluierung der Nationalparke anhand der Qualitätskriterien und -standards, die die permanente Arbeitsgruppe der Nationalparke bei EUROPARC Deutschland 2008 aufgestellt haben. Die Evaluation ist zwar fakultativ, wird aber in den meisten Nationalparks Deutschlands und der Tschechischen Republik durchgeführt. Die Managementeffektivität wird anhand von zahlreichen Indikatoren in 10 Themenfeldern analysiert und schließlich bewertet. Es werden Stärken und Schwächen des Managements aufgezeigt und Vorschläge zu dessen Verbesserung gemacht.
- 2) Evaluierung der Umsetzung von Managementplänen – diese maßnahmenorientierte Überprüfung zeigt den Grad der Umsetzung von in den Plänen dokumentierten Maßnahmen für das Gebiet.
- 3) eine Überprüfung der Zielerreichung des Oberziels *Prozessschutz* sowie der zeitlich begrenzten Interventionen in Nationalparkflächen mit dem Fokus, dass der ökosystemare Zustand des Gebietes verbessert werden soll.

Die Ermittlung der Naturnähe ist der Ansatz im Ziel3/Cil3 Projekt *InwertNatur*. Er stellt eine Methode zur Überprüfung des aktuellen Entwicklungsstandes der betrachteten Nationalparke Sächsisches und Böhmisches Schweiz im Vergleich mit dem Oberziel dar. Der Begriff Naturnähe wird in vielen Facetten benutzt, wobei dies häufig eher schlagwortartig ist. Vor allem die Adjektive „naturnah“ und „natürlich“ sind fast inflationär benutzte Begriffe – nicht nur in der Forstwirtschaft. Dies ist (bisher) möglich, da die Erfassung der Naturnähe keinem Standard unterliegt.

Derzeit gibt es zwei Hauptansätze zur Naturnäheerfassung und -ermittlung:

- A) die Dauer ohne Holznutzung und
- B) Mehrkriteriensysteme – wie es zum Beispiel in Tschechien verwendet (legal code 64/2011, Anhang 2) wird.

Die Dauer ohne Holznutzung wird meist in nur drei Klassen eingeteilt:

- 1) Vom Menschen unbeeinflusste, natürliche Wälder,
- 2) naturnahe Wälder und
- 3) Plantagen

Diese Dreiteilung geht unter anderem auf die „Verbesserten gesamteuropäischen Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung“ (MCPFE 2002: Indikator 4.3) zurück, deren Berücksichtigung und Anwendung durch die vierte Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa in Wien (MCPFE 2003) bestätigt wurde.

Da die Wälder in der Tschechischen Republik und Deutschlands weitreichend vom Menschen beeinflusst wurden, können alle auftretenden ökologischen Zustände nur noch in die zwei verbleibenden Klassen eingeteilt werden. In der Tschechischen Republik wurde das System deshalb auf fünf Kategorien erweitert, um die naturnahen Wälder in zwei Kategorien unterteilen zu können und die Plantagen hinsichtlich der gebietsheimischen und -fremden Baumartenkombination differenzieren zu können (ADAM & VRŠKA 2009).

Trotzdem spiegelt dies den ökosystemaren Zustand des Waldes nur in Ansätzen wider. Der Einfluss der vielfältigen waldbaulichen Methoden - von Kahlschlag mit Naturverjüngung, Schirmschlag- und Dauerwaldverfahren einschließlich naturnaher Einzelbaumnutzung - kann hinsichtlich ihres sehr unterschiedlichen Einflusses auf die Ausprägung der Waldbiozönosen nicht differenziert abgebildet. Das ist insofern unbefriedigend, da

ökologisch begründeter naturnaher Waldbau die charakteristische Biodiversität des Waldes deutlich fördert. Diese graduelle, aber bedeutende Feinjustierung der Waldwirtschaft sollte in einer Ermittlung der Naturnähe abbildbar werden. Im Ziel3/Cíl3 Projekt *InwertNatur* wurde nach dafür geeigneten Indikatoren gesucht und Skalen zu deren Bewertung erarbeitet.

Aufgrund der verschiedenen räumlichen wie zeitlichen Skalen bedarf eine Naturnäheerfassung stets eines Kompromisses zwischen den zur Verfügung stehenden Daten und wünschenswerten Indikatoren, um den ökologischen Zustand des Waldes möglichst komplex und präzise beschreiben zu können. Das Projekt unterlag diesem Spannungsfeld - anhand vorliegender Daten sollte die Naturnähe der Nationalparke Sächsische und Böhmisches Schweiz möglichst detailliert und grenzübergreifend einheitlich erfasst werden.

Neben dem Konzept der Naturnähe als Ähnlichkeit eines Waldes mit einem Wald ohne menschlichen Einfluss gibt es das Hemerobiekonzept (JALAS 1955, SUKOPP 1976), das den gleichen Gradienten von „unbeeinflusst“ bis „vollständig beeinflusst“ abdeckt, aber in der Wahl der Indikatoren grundsätzlich vom Naturnähekonzept abweicht (WINTER 2012).

Wenn hinsichtlich der verschiedenen Indikatoren nur eine eingeschränkte Datenlage vorhanden ist, werden Indikatoren der beiden Konzeptansätze häufig sogar miteinander verbunden (GRABHERR et al. 1998). Dieser Ansatz musste auch im Projekt *InwertNatur* verfolgt werden, dessen Daten zum Teil auf dem Vorgängerprojekt „Historische Waldentwicklung in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz“ basierten (z. B. die historische Baumartenzusammensetzung). Des Weiteren wurden Forsteinrichtungsdaten wie die bis 2014 fortgeschriebenen Daten der letzten Forsteinrichtung (Erhebungsjahr 1998, Sächsische Schweiz), die Daten der letzten permanenten Stichprobeninventur aus den Jahren 2007 (Tschechische Republik) und 2012 (Sächsische Schweiz) verwendet. Für beide Nationalparke wurden ein digitales Höhenmodell und weitere nicht forstliche Informationen (z. B. Wege, Brände, Lebensräume, Bodenvegetation) verwendet, um verschiedene zum Teil neuartige Indikatoren zu entwickeln und zu testen. Die gewählten Indikatoren, ihre räumlich-explizite Ausprägung so wie Beispiele für ihre Verwendung in einer synergistischen Naturnähe-Gesamtbewertung werden im Folgenden vorgestellt.

Susanne Winter & Jan Wild,

Dresden und Průhonice, Dezember 2014

Literatur

- Adam, D. & Vrška, T., 2009: Important localities of old-growth forests. – In: Hrnčiarová, T. et al. (eds), Landscape Atlas of the Czech Republic. Ministry of Environment and Silva Tarouca Research Institute, p. 209.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K., 1998: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Publikation der österreichischen MaB-Programme 17, Innsbruck, Österreich, 493 Seiten.
- Jalas, J., 1955: Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch Acta Soc. Pro Faun a flora Fenn. 72:1-15.
- MCPFE - Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 2002: Verbesserte gesamteuropäische Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung. Expert Level Meeting, Wien, Österreich.
- MCPFE - Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 2003: Wiener Deklaration des Living Forest Summit der 4. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 28.-30.4.2003, Wien, Österreich.
- Sukopp, H., 1976: Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10:9-27.
- Winter, S., 2012: Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. International Journal of Forestry: 85(2):293-304.

Předmluva

Blízkost k přírodě a koncepce pro její zjišťování

Národní parky sledují jako hlavní cíl zachování přírody. Současně je vytvářena určitá infrastruktura pro environmentální vzdělávání a možnosti turistiky. Národní parky tak přispívají k vytváření povědomí o přírodě, její ochraně a komplexních přírodních procesech. Pro zachování celistvosti a hodnoty území národních parků má sloužit jejich management. Pokud se v parku vyskytují poškozená či znehodnocená území, je žádoucí usilovat o renaturalizaci dotčených ploch. Podle klasifikace IUCN (International Union for Conservation of Nature) jsou národní parky řazeny do druhé kategorie chráněných území. V případě, že kritéria IUCN pro uznání národního parku nejsou splněna beze zbytku, ale management daného území sleduje cíl této kategorie dosáhnout, je takové území označováno jako národní park ve vývoji. V procesu vývoje se od svého založení (v letech 2000, příp. 1990), nacházejí oba národní parky, České Švýcarsko a Saské Švýcarsko.

Úspěch managementu národního parku lze měřit například podle pokroku vývoje směrem k národnímu parku podle kritérií IUCN. Zde se nabízejí různé možnosti:

- 1) Evaluace národních parků podle kvalitativních kritérií a standardů, které byly zpracovány stálou pracovní skupinou národních parků při EUROPARC Deutschland v roce 2008. Evaluace je sice fakultativní, je však prováděna ve většině národních parků České republiky a Německa. Efektivita managementu je vyhodnocena v deseti tematických oblastech pomocí řady indikátorů. Jsou popsány silné a slabé stránky managementu a navržena opatření pro jejich zlepšení.
- 2) Evaluace realizace plánů péče – toto hodnocení je orientované na splnění managementová opatření, hodnocení ukazuje stupeň realizace těchto opatření dokumentovaných v plánech.
- 3) Hodnocení dosažení hlavního cíle – ochrany procesů - a časově omezených intervencí na plochách národního parku s cílem zlepšení ekosystémového stavu území.

Zjištění přírodní blízkosti je obsahem projektu *InwertNatur*, podpořeného z programu EU Cíl 3. Představuje možné přístupy pro hodnocení aktuálního stavu vývoje sledovaných národních parků České Švýcarsko a Saské Švýcarsko v porovnání s hlavním cílem správy parků. Pojem "přírodní blízkost" je v následujícím textu používán v mnoha významech, přičemž většinou se jedná o zjednodušení významu. Přívlastky „přírodě blízký“ a „přirozený“ jsou pojmy používané bezmála populistickým způsobem a to nejen v lesním hospodářství. To je (dosud) možné díky tomu, že zjišťování přírodní blízkosti nepodléhá žádným standardům.

Pro zjišťování a vyhodnocování přírodní blízkosti v národních parcích se v současné době nabízejí dva hlavní přístupy:

- A) doba bez těžby dřeva a
- B) systémy, založené na více kritériích, jaké jsou používány například v Česku (Příloha č. 2 k vyhlášce č. 64/2011 Sb.)

Přístup založený na době bez těžby dřeva vede většinou k rozdělení pouze do tří tříd:

- 1) člověkem neovlivněné, přírodní lesy,
- 2) přírodě blízké lesy a
- 3) plantáže.

Toto rozdělení vychází mimo jiné ze „Zpřesněných celoevropských indikátorů pro udržitelné lesní hospodářství“ (MCPFE 2002: indikátor 4.3), jejichž zohlednění a aplikace byla schválena čtvrtou Ministerskou konferencí o ochraně lesů v Evropě, která se konala v roce 2003 (MCPFE 2003) ve Vídni.

Jelikož byly lesy v České republice a v Německu dalekosáhle ovlivněny člověkem, je možné všechny vyskytující se ekologické stavy lesů zařadit pouze do dvou zbývajících tříd. V České republice byl proto tento systém rozšířen na pět kategorií, umožňujících zařazení přírodě blízkých lesů do dvou kategorií a diferenciaci plantáží z hlediska původních a nepůvodních dřevin (ADAM & VRŠKA 2009).

Ekosystémový stav lesa se však i v tomto systému odráží pouze rámcově. Vliv různých metod lesního hospodářství má na podobu lesa velmi podstatný vliv. Nelze jednoduše porovnávat porosty, kde došlo k holoseči a přirozenému zmlazení, s těmi, kde se hospodaří clonnou sečí, formou trvale tvořivého lesa (Dauerwald) nebo s výběrným hospodařením. Klasifikace zanedbávající způsob hospodaření je nedostačující například z toho důvodu, že přírodě blízké lesní hospodářství výrazně podporuje specifickou biodiverzitu lesa. Tato postupná, ale významná úprava lesního hospodářství by měla být popsitelná pomocí zjištění přírodní blízkosti. V rámci projektu *InwertNatur*, podpořeného z programu EU Cíl 3, byly pro tyto účely hledány vhodné indikátory a hodnotící stupnice.

Aby bylo možno popsat ekologický stav lesa co možná nejkompaktněji, je třeba nalézt kompromis mezi dostupnými daty a designem výsledných indikátorů, který stanoví blízkost daného prostředí k přírodnímu stavu. Situace je například komplikovaná různou časovou a prostorovou strukturou dat. Projekt *InwertNatur* se tak pohybuje právě v těchto kompromisech. Na základě dostupných dat byla přesto co nejdůležitěji a přeshraničně jednotně zdokumentována přírodní blízkost obou národních parků, Českého i Saského Švýcarska.

Vedle koncepce přírodní blízkosti lesů, kde se porovnává současný stav s potenciálním stavem bez lidského vlivu, existuje také koncepce hemerobie (JALAS 1955, SUKOPP 1976). Hemerobie využívá gradientu od stavu: neovlivněný až po stav: zcela ovlivněný. Tento koncept se však při volbě indikátorů zásadně odchyluje od použité koncepce přírodní blízkosti (WINTER 2012).

V případě, že je k jednotlivým indikátorům dostupný pouze omezený rozsah dat, oba koncepční přístupy se v hodnocení často spojují (GRABHERR et al. 1998). Takový přístup bylo nutné použít rovněž v rámci projektu *InwertNatur*, jehož data zčásti vycházejí z předcházejícího projektu „Historický vývoj lesů v Českosaském Švýcarsku (např. historické složení druhů dřevin). Dále byla použita data hospodářské úpravy lesů a data z poslední hospodářské úpravy lesů, aktualizované do roku 2014 (rok zjišťování 1998, Saské Švýcarsko), data poslední průběžné inventarizace podle vzorků z roku 2007 (Česká republika) a 2012 (Saské Švýcarsko). Pro oba národní parky byl dále využit digitální výškový model terénu a další nelesnické informace (například cestní síť, údaje o výskytu požárů, specifické habitaty, bylinné patro vegetace) za účelem vývoje a testování zčásti nových indikátorů. V textu budou podrobně představeny jednotlivé zvolené indikátory a nastíněny možnosti jejich kombinovaného využití při celkovém hodnocení přírodní blízkosti.

Susanne Winterová & Jan Wild,

Drážďany a Průhonice, prosinec 2014

Literatura

- Adam, D. & Vrška, T., 2009: Important localities of old-growth forests. – In: Hrnčiarová, T. et al. (eds), Landscape Atlas of the Czech Republic. Ministry of Environment and Silva Tarouca Research Institute, p. 209.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K., 1998: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Publikation der österreichischen MaB-Programme 17, Innsbruck, Österreich, 493 Seiten.
- Jalas, J., 1955: Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch Acta Soc. Pro Faun a flora Fenn. 72:1-15.
- MCPFE - Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 2002: Verbesserte gesamteuropäische Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung. Expert Level Meeting, Wien, Österreich.
- MCPFE - Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 2003: Wiener Deklaration des Living Forest Summit der 4. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 28.-30.4. 2003, Wien, Österreich.
- Sukopp, H., 1976: Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10:9-27.
- Winter, S., 2012: Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. International Journal of Forestry: 85(2):293-304.

Anhang Ziel3 – Příloha Cíl3

Programm - Program

Ziel3/Cíl3 - Programm zur Förderung der grenzübergreifenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik

Cíl3 - Program na podporu přeshraniční spolupráce mezi Českou republikou a Svobodným státem Sasko

Förderziel - Cíl

Eine nachhaltige territoriale Entwicklung erreichen durch die Umsetzung gemeinsamer wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Aktivitäten – Mehr Europa für Sachsen und Tschechien!

Cílem je udržitelný územní rozvoj prostřednictvím realizace společných hospodářských, sociálních a kulturních aktivit – více Evropy pro Česko a Sasko!

Projektitel - Název projektu

Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe

Indikátory pro hodnocení přírodě blízkého prostředí

Prioritätsachse - Číslo prioritní osy:

3. Verbesserung der Situation von Natur und Umwelt

3. Zlepšení situace přírody a životního prostředí

Vorhabensbereich - Číslo oblasti podpory: 3.1

3.1 Kooperation in den Bereichen Klimaschutz, Wald- und Naturschutz, Landschaftspflege und Abfallwirtschaft

3.1 Kooperace v oblasti ochrany klimatu, ochrany přírody, péče o krajinu a odpadového hospodářství

Projektlaufzeit - Doba realizace projektu

01.01.2014 – 31.12.2014

Autorenverzeichnis

<p>ADÁMEK, Martin, Mgr. Abteilung für GIS und Fernerkundung, Institut für Botanik, Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 Oddělení GIS a DPZ, Botanický ústav AV ČR v. v. i., Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 martynek@seznam.cz</p>	<p>S. 9 S. 15 S. 79 S. 83</p>
<p>BOBEK, Přemysl, Mgr. Abteilung für GIS und Fernerkundung, Institut für Botanik, Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 Oddělení GIS a DPZ, Botanický ústav AV ČR v. v. i., Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 premysl.bobek@ibot.cas.cz</p>	<p>S. 15 S. 23 S. 83 S. 91</p>
<p>CSAPLOVICS, Elmar, Prof. Dr. Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Technische Universität Dresden, Helmholtzstraße 10, Dresden, D-01062 Ústav fotogrammetrie a dálkového průzkumu, Technická univerzita Drážďany, Helmholtzstraße 10, Dresden, D-01062 elmar.csaplovics@tu-dresden.de</p>	<p>S. III S. IV</p>
<p>GLASER, Thomas, Dipl.-Forsting. Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Technische Universität Dresden, Piennner Straße 7, Tharandt, D-01737 Ústav obecné ekologie a ochrany životního prostředí, Technická univerzita Drážďany, Piennner Straße 7, Tharandt, D-01737 glaser-bfnl@gmx.de</p>	<p>S. 55 S. 59 S. 121 S. 125</p>
<p>HADINCOVÁ, Věroslava, RNDr. Abteilung Populationsökologie, Institut für Botanik, Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 Oddělení populační ekologie, Botanický ústav AV ČR v. v. i., Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 hadincova@ibot.cas.cz</p>	<p>S. 15 S. 23 S. 33 S. 83 S. 91 S. 99</p>
<p>MAN, Matěj, Mgr. Abteilung für GIS und Fernerkundung, Institut für Botanik, Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 Oddělení GIS a DPZ, Botanický ústav AV ČR v. v. i., Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 Matej.Man@ibot.cas.cz</p>	<p>S. 3 S. 15 S. 73 S. 83</p>
<p>SCHMIDT, Jana, Dr.-Ing. Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Technische Universität Dresden, Helmholtzstraße 10, Dresden, D-01062 Ústav fotogrammetrie a dálkového průzkumu, Technická univerzita Drážďany, Helmholtzstraße 10, Dresden, D-01062 jana.schmidt@tu-dresden.de</p>	<p>S. 43 S. 51 S. 55 S. 109 S. 117 S. 121</p>

<p>SEILER, Ulrike, Dipl.-Geogr., Dipl.-Ing. Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Technische Universität Dresden, Helmholtzstraße 10, Dresden, D-01062 Ústav fotogrammetrie a dálkového průzkumu, Technická univerzita Drážďany, Helmholtzstraße 10, Dresden, D-01062 ulrike.seiler@tu-dresden.de</p>	S. S. S. S.	III IV 35 101
<p>WILD, Jan, doc., Ing., Ph.D. Abteilung für GIS und Fernerkundung, Institut für Botanik, Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 Oddělení GIS a DPZ, Botanický ústav AV ČR v. v. i., Zámek 1, Průhonice, CZ-252 43 jan.wild@ibot.cas.cz</p>	S. S. S. S. S. S. S. S. S. S.	V VII 3 15 23 33 73 83 91 99
<p>WINTER, Susanne, Dr. habil. Fachgebiet Angewandte Ökologie und Zoologie, Fachbereich für Wald und Umwelt, Hoch- schule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1, D-16225 Eberswalde obor Aplikovaná ekologie a zoologie, obor Lesnictví a životního prostředí, Vysoká škola udržitelného rozvoje, Alfred-Möller-Straße 1, D-16225 Eberswalde susanne.winter@fh-eberswalde.de</p>	S. S. S. S.	V VII 59 125

Inhaltsverzeichnis – Obsah

Editorial – DT	III
Editorial – CZ	IV
Vorwort	V
Předmluva	VII
Anhang Ziel3 – Příloha Cíl3	IX
Autorenverzeichnis – Seznam autorů	X
Inhaltsverzeichnis – Obsah	XII

InwertNatur: Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe

MAN, M. & WILD, J.: Spezifische Standorte - wertvolle Schluchten	3
ADÁMEK, M.: Spezifische Standorte - Brandflächen	9
MAN, M., HADINCOVÁ, V., WILD, J., BOBEK, P. & ADÁMEK, M.: Spezifische Standorte - Abgrenzung der natürlichen Fichtenvorkommen	15
HADINCOVÁ, V., BOBEK, P. & WILD, J.: Indikatorarten der höheren Pflanzen - natürliche Artengemeinschaften	23
HADINCOVÁ, V. & WILD, J.: Indikatorarten der höheren Pflanzen - invasive Arten	33
SEILER, U.: Entwicklung der Waldbestände seit 1840/42	35
SCHMIDT, J.: Zerschneidung durch anthropogene Strukturen und deren Einfluss	43
SCHMIDT, J.: Verbreitung von standortfremden Fichtenvorkommen und gebietsfremden Baumarten	51
SCHMIDT, J. & GLASER, T.: Kleinstrukturen - Totholz	55
GLASER, T. & WINTER, S.: Naturnähebewertung - Ansatz für die Nationalparke Sächsische und Böhmisches Schweiz	59

InwertNatur: Indikátory pro hodnocení přírodě blízkého prostředí

MAN, M. & WILD, J.: Specifická stanoviště - cenné rokle	73
ADÁMEK, M.: Specifická stanoviště - požárové plochy	79
MAN, M., HADINCOVÁ, V., WILD, J., BOBEK, P. & ADÁMEK, M.: Specifická stanoviště - limitní zastoupení smrku	83
HADINCOVÁ, V., BOBEK, P. & WILD, J.: Indikační druhy cévnatých rostlin - přírodní společenstva	91
HADINCOVÁ, V. & WILD, J.: Indikační druhy cévnatých rostlin – invazní druhy	99

SEILER, U.: Vývoj lesních porostů od roku 1840/42	101
SCHMIDT, J.: Fragmentace v důsledku působení antropogenních struktur a její vliv	109
SCHMIDT, J.: Rozšíření nepůvodních výskytů smrků a nepůvodních druhů dřevin	117
SCHMIDT, J. & GLASER, T.: Drobné struktury – mrtvé dřevo	121
GLASER, T. & WINTER, S.: Hodnocení přírodní blízkosti – postup pro národní parky České a Saské Švýcarsko	125

***Indikatoren zur
Bewertung der Naturnähe***

Spezifische Standorte – wertvolle Schluchten

Matěj Man & Jan Wild

1 Begriffsdefinition

Schluchten mit einzigartigen Standortfaktoren, welche durch ein Inversionsklima und stabile Temperaturverhältnisse bestimmt werden, und geprägt sind vom Vorkommen lokal spezifischer Pflanzenarten und einer Moosflora, oder Schluchten, die dank der Morphologie ihres Geländes das Potential haben, solche Arten zu beherbergen.

2 Motivation

Das stark gegliederte Relief des Elbsandsteingebirges bildet einzigartige Standorte, die in Anbetracht der tatsächlichen Höhe über dem Meeresspiegel und der geographischen Lage untypische Arten von Flora und Fauna beherbergen. Einen dieser Standorte stellen die schattigen und feuchten Schluchten dar. Dank dem Phänomen der Wärmeinversion finden wir hier Hochgebirgsarten von Gefäßpflanzen, z. B. den Stengelumfassenden Knotenfuß (*Streptopus amplexifolius*), Tannenbärlapp (*Huperzia selago*) sowie eine Moosflora wie z. B. das Feuchtmoos (*Hygrobiella laxifolia*). Das feuchte und wärmestabile Klima begünstigt auch atlantische Arten, die hier viel reichhaltiger vorkommen als in der umgebenden Landschaft, wie z. B. das Gegenblättrige Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*), manche erreichen hier den westlichen Rand ihres Verbreitungsgebiets, wie z. B. der Prächtige Dünnfarn (*Trichomanes speciosum*) oder stellen sogar das einzige Vorkommen in der Tschechischen Republik dar, wie z. B. einige Flechten (*Cladonia subcervicornis*). Eine detaillierte Übersicht der Arten und Standorte findet man bei HÄRTEL et al. 2013, HÄRTEL et al. 2007, HÄRTEL & MARKOVÁ 2005.

Die vorangegangenen Arbeiten haben gezeigt, dass die Eigenart dieser Standorte v.a. durch abiotische Faktoren, insbesondere die Morphologie des Geländes sowie evtl. den Eigenschaften des Untergrunds und den darauf entstandenen Böden bestimmt wird (WILD et al. 2013). Allerdings weisen nicht alle Schluchten solcherart spezifische Standortfaktoren auf. Ein sehr guter Indikator für wertvolle Schluchten ist das Vorkommen spezifischer Pflanzenarten (vgl. Beitrag „Indikatorarten der höheren Pflanzen – natürliche Artengemeinschaften, S. 23ff), v.a. der Moosflora. Das Vorkommen von Moosarten kann i. d. R. nur sporadisch belegt werden und im Hinblick auf den Mangel an Fachleuten und dem stark gegliederten Relief des Gebietes, ist die Erforschung schwierig. Auch kann nicht vorausgesetzt werden, dass sich diese Situation in absehbarer Zeit grundlegend verbessert. Bei der Auswahl wertvoller Schluchten sollte also vorrangig auf abiotische Faktoren zurückgegriffen werden und dabei in erster Linie auf die Morphologie des Geländes, dessen Beschreibung dank einem genauen digitalen Geländemodells für das ganze Gebiet beider Nationalparke möglich ist.

3 Methodik

Die Grundlage für die Erstellung des Indikators „spezifische Standorte“ bildete ein digitales Geländemodell, welches auf einem flugzeuggestützten Laserscanning (Airborne Laserscanning) basiert. Ein detailliertes Geländemodell mit einer Rastergröße 1 x 1m erstellte im Jahre 2006 das Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der Technischen Universität Dresden. Das digitale Modell wurde in Form von Kacheln im Koordinatensystem S-JTSK (Křovák) mit einer Quadratgröße von 2500 x 2500m erstellt. Für den Bedarf des Projekts wurden lediglich vier Quadrate ausgewählt, die mit Überlappung den Grenzen der Nationalparke Böhmisches und Sächsisches Schweiz entsprechen. Diese Überlappung wurde mit Rücksicht auf die Erfassung der Schluchteneinzugsgebiete gewählt, was wichtig für die weitere Ableitung der geomorphologischen Parameter war. Die einzelnen Kacheln wurden mit der Software ArcGIS 10.1 zu einem Rasterdatensatz verbunden.

Für die Ableitung geomorphologischer und topoklimatischer Parameter war jedoch das ursprüngliche Modell zu detailliert. Bei dem digitalen Modell mit einer Auflösung von 1 x 1m war es nicht möglich die erforderliche Ableitung von Teilparametern durchzuführen, auch nicht mit überdurchschnittlicher Ausstattung an Computerhardware. Deshalb wurde die Auflösung des Geländemodells mit Hilfe der Software SAGA 2.0.8 unter Verwendung der Methode „Multilevel B-Spline Interpolation“ auf 2 x 2m und 5 x 5m reduziert (LEE et al., 1997)

[Einstellung: Maximum Level = 14, alle anderen Einstellungen = Default]. Das Geländemodell mit reduzierter Auflösung konnte nun für die Berechnung der Parameter sowie für weitere Analysen verwendet werden.

Unter Verwendung der Software ArcGIS 10.1. mit entsprechenden Erweiterungen wurden 13 verschiedene Parameter abgeleitet – u.a. einfache Parameter wie Exposition und Neigung, aber auch komplexe Parameter, beruhend auf der Modellierung des Oberflächenabflusses (topographischer Feuchtigkeitsindex) oder der veränderlichen Beleuchtung des Geländes im Verlauf des Jahres (potentielle Gesamtsonneneinstrahlung). Eine Übersicht aller Parameter einschließlich der verwendeten Software und entsprechender Literaturverweise ist in Tabelle 1 angeführt. Die einzelnen Parameter oder ihre Kombinationen wurden auch bei der Ableitung weiterer Indikatoren genutzt, v.a. für die Abgrenzung des natürlichen Vorkommens der Fichte (vgl. S. 15ff) sowie beim Modellieren des Vorkommens ausgewählter Arten von höheren Pflanzen (vgl. S. 23ff). Die Tabelle 1 führt alle abgeleiteten Parameter an und es sind diejenigen markiert, die bei der Ableitung des Indikators „wertvoller Schluchten“ verwendet wurden auf.

Im Falle dieses Indikators wurden ausgewählte topographische Parameter zur Identifikation der wertvollen Schluchten benutzt. Dafür wurde die aus dem Fachgebiet der Fernerkundung bekannte Methode der überwachten Klassifizierung verwendet. Die einzelnen Pixel des Bildes werden dabei zuvor definierten Klassen auf der Grundlage mathematisch oder statistisch definierter Ähnlichkeiten zugeordnet. Die Klassen sind vom Benutzer definiert und zwar durch die Auswahl geeigneter Gebiete im Bild, sog. Trainingsgebiete (ein Polygon, das ein Gebiet begrenzt in dem alle Pixel zu einer Klasse gehören, z. B. Laubwald). Für jede Klasse wird ihre Charakteristik aus mehreren Bildkanälen berechnet, die verschiedene Teile des Farbspektrums abbilden. Die einzelnen Kanäle wurden durch topographische Parameter ersetzt (siehe Tabelle 1). Als Trainingsgebiete für die Klassifizierung wurden Bereiche auf dem Grund von Schluchten gekennzeichnet, die unter dem Gesichtspunkt des Naturschutzes besonders wertvoll sind und bei denen aufgrund von Ortskenntnis diese Annahme auch mit Sicherheit bestätigt werden konnte. Die Daten wurden mittels der Methode „Maximum Likelihood“ (=höchste/maximale Wahrscheinlichkeit) mit einer Nullklasse klassifiziert. Zu Visualisierungszwecken wurde das Ergebnis der Klassifizierung in einen Vektorlayer überführt und mit einem Puffer von 5m geglättet (Abb. 1).

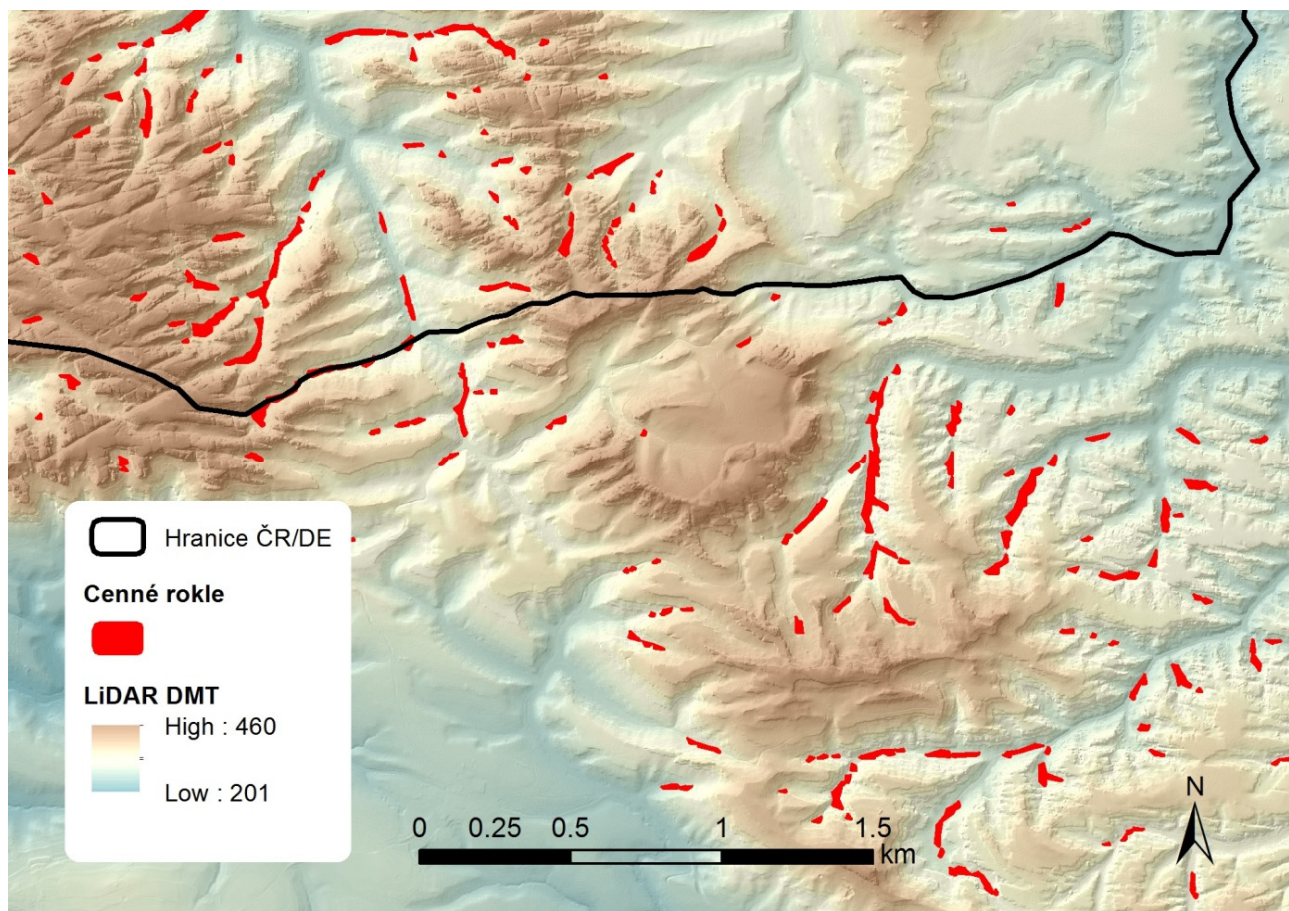


Abb. 1: Beispiel ausgewählter „wertvoller Schluchten“ (cenné rokle) mit der Methode der überwachten Klassifizierung unter Verwendung von abgeleiteten topographischen Parametern aus einem digitalen Geländemodell.

Tab. 1: Übersicht zu den abgeleiteten topographischen Parameter aus dem digitalen Geländemodell; markiert sind die Parameter, die für die Ableitung der wertvollen Schluchten benutzt wurden (X). Die verwendete Software ist S = SAGA 2.0.8., A = ArcGIS 10.1 Falls nicht anders angeführt, wurden für die Berechnung der Parameter die Standardeinstellungen (*default*) der jeweiligen Software verwendet.

Parameter	Beschreibung	Wertvolle Schluchten	Software	Literatur
Aspect	Überwiegende Exposition des Hanges gegenüber den Himmelsrichtungen	X	A	(BURROUGH & McDONNELL 1998)
Catchment area	Zum jeweiligen Rasterpunkt gehörendes Einzugsgebiet – ein wichtiger Parameter für die Berechnung des Feuchtigkeitsindex und Flussnetzes.		S	(BÖHNER et al. 2002)
Channel Network	Flussnetz – zur Bestimmung des Talbodens, unter Verwendung des akkumulierten Abflusses mit dem Grenzwert = 10.000		S	(CONRAD 2001)
Diurnal Anisotropic Heating	Index des Wärmegenusses aufgrund von Exposition und Hangneigung; berücksichtigt nicht die Beschattung durch das umgebende Gelände	X	S	(BÖHNER & ANTONIĆ 2009)
Topographic position index	Position des Punktes gegenüber dem Gelände in seiner Umgebung 50 x 50m		S	(JENNESS 2014)
Topographic position index	Position des Punktes gegenüber dem Gelände in seiner Umgebung 30 x 30m		S	(JENNESS 2014)
Normalized Height	Relative Höhe über dem Grund/Boden der Schlucht (0 = Boden, 1 = Gipfel)	X	S	(BÖHNER & CONRAD 2008)
Standardized Height	Absolute Höhe über dem Boden, bezogen auf den tiefsten und den höchsten Punkt des Geländemodells		S	(BÖHNER & CONRAD 2008)
Slope	Neigung/Gefälle des Geländes an einem gegebenen Punkt	X	A	(BURROUGH & McDONNELL 1998)
Sky View Factor	Beschattungsindex durch das umgebende Gelände	X	S	(HÄNTZSCHEL et al. 2005)
Total Insolation	Potentielle Gesamtsonneneinstrahlung im Verlauf des Jahres (modelliert für jeden 5.Tag und innerhalb dieses Tages für jede volle Stunde)	X	S	(BÖHNER & ANTONIĆ 2009)
Valley Depth	Tiefe des Tals		S	(BÖHNER & CONRAD 2008)
Vertical Distance to Channel Network	Höhe des Geländes über der vom Flussnetz durchzogenen Oberfläche	X	S	(CONRAD 2002)
SAGA Wetness Index	Topographischer Feuchtigkeitsindex	X	S	(BÖHNER et al. 2002)

4 Nutzung

Die Sammlung topographischer Parameter kann v.a. für die formalisierte Ableitung einiger Standortcharakteristika genutzt werden, die das Potential des jeweiligen Standortes im Hinblick auf das Artenvorkommen oder die Pflanzengemeinschaften ausdrücken. Die Verbreitung vieler Arten- und Pflanzengemeinschaften ist bisher nicht durch direkte Funde belegt; in nächster Zeit wird es wahrscheinlich nicht möglich sein diese Angaben in einem ausreichend detaillierten räumlichen Spektrum zu ergänzen.

Die explizite Kenntnis der Bindung einer Art an bestimmte mikroklimatische Bedingungen, seine trophischen Bedürfnisse und Feuchtigkeitsansprüche ermöglichen dann die Ermittlung von topographischen Parametern, die mit ihren optimalen Wachstumsbedingungen eng korrelieren und auf deren Grundlage es möglich ist, geeignete Standorte vorauszusagen. Der Vorteil der beschriebenen Herangehensweise besteht darin, dass nur mit der abiotischen Komponente des Ökosystems gearbeitet wird, die ein höheres Maß an Stabilität und Widerstandsfähigkeit gegenüber menschlichen Eingriffen aufweist.

Ist ein Großteil der Zusammensetzung der Waldvegetation beider Nationalparke stark vom Menschen geprägt, kann die Verwendung geeigneter ökologischer Standortbedingungen, welche aus den stabilen Eigenschaften des Georeliefs abgeleitet worden, eine Möglichkeit sein um das natürliche Potential des Standortes auszudrücken. Die verwendete Herangehensweise hilft auch, die mit der Anwendung des Konzepts der potenziellen natürlichen Vegetation verbundene Probleme zu überwinden, das in diesem Gebiet in bedeutendem Maße vom paläo-ökologischen Erkenntnisstand beeinflusst ist.

Für das Planen konkreter Managementziele wird vorgeschlagen, dass die aktuelle Situation des jeweiligen Standortes immer im Komplex mit allen erarbeiteten Faktoren bewertet werden soll. Der Indikator „wertvolle Schluchten“ muss als „Ersatzwert“ für die Gesamtheit von Eigenschaften verstanden werden, die aus dem gegenwärtigen anthropogenen Blickwinkel wichtig sind – wie Artenvielfalt (Biodiversität), Naturprozesse, gegliederte Struktur des Reliefs und Prägung der Landschaft, und kann dabei nicht das direkte Maß der Natürlichkeit der Vegetationsdecke berücksichtigen. Auf der anderen Seite bilden klassifizierte „wertvolle Schluchten“ nicht einmal ganze 1% des Territoriums und so ist es in diesem Fall möglich, eine Herangehensweise präventiver Vorsicht anzuwenden und jegliche Managementeingriffe auszuschließen. Im Hinblick auf die kleine Gesamtfläche und die Abgegrenztheit der Schluchten gegenüber weiteren Landschaftsbereichen muss hier keine mit dem eingriffslosen Regime verbundene Risikoerhöhung erwartet werden, wie z. B. die Verbreitung invasiver Arten, Zerfall der Baumschicht infolge von Insektenkalamitäten oder erhöhtes Waldbrandrisiko.

5 Entwicklungspotential

Im Hinblick darauf, dass es sich um ein prädiktives Modell der Erweiterung wertvoller Schluchten handelt, ist seine detaillierte Validierung im Gelände notwendig, die im Rahmen des zeitlich kurzen Projekts nicht durchgeführt werden konnte. Die Ergebnisse wurden lediglich auf der Grundlage der Geländeerfahrungen der Autoren validiert. Im (zukünftigen) Falle der Existenz einer umfassenderen Gesamtheit von Schluchten wird es für die Überprüfung möglich sein, die Trainingsgebiete der Klassifizierung genauer zu definieren und die Auswahl der verwendeten topographischen Parameter besser zu bewerten.

6 Literatur

- Böhner, J. & AntoniĆ, O., 2009: Land-surface parameters specific to topo-climatology, in: Hengl, T., Reuter, H.I. (Eds.), *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*. Elsevier, pp. 195–226.
- Böhner, J. & Conrad, O., 2008: SAGA System for Automated Geoscientific Analyses, Version: 2.1.1., Module: Terrain Analysis|Relative Heights and Slope Positions, Computer software.
- Böhner, J., Koethe, R., Conrad, O., Gross, J., Ringeler, A. & Selige, T., 2002: Soil Regionalisation by Means of Terrain Analysis and Process Parameterisation, in: Micheli, E., Nachtergaele, F., Montanarella, L. (Eds.), *Soil Classification 2001*. European Soil Bureau, Research Report No. 7, EUR 20398 EN. Luxemburg, pp. 213–222.
- Burrough, P. A. & McDonnell, R. A., 1998: *Principles of geographical information systems*. Oxford university press Oxford.

- Conrad, O., 2001: SAGA System for Automated Geoscientific Analyses, Version: 2.1.1., Module: Terrain Analysis|Channels, Computer software.
- Conrad, O., 2002: SAGA System for Automated Geoscientific Analyses, Version: 2.1.1., Module: Terrain Analysis|Vertical Distance to Channel Network, Computer software.
- Häntzschel, J., Goldberg, V. & Bernhofer, C., 2005: GIS-based regionalisation of radiation, temperature and coupling measures in complex terrain for low mountain ranges. *Meteorol. Appl.* 12, 33–42.
- Härtel, H. & Marková, I., 2005: Phytogeographic importance of sandstone landscape. *Ferrantia* 44:97-99.
- Härtel, H., Cílek, V., Herben, T., Jackson, A. & Williams, R. (eds.), 2007: *Sandstone Landscapes*. Academia, Praha.
- Härtel, H., Marková, I., Němcová, L. & Wild, J., 2013: Central European sandstone regions as islands of montane and Atlantic floristic elements, in: Migoń, P., Kasprzak, M. (Eds.), *Sandstone Landscapes, Diversity, Ecology and Conservation, Proceedings of the 3rd International Conference on Sandstone Landscapes*. pp. 44–48.
- Jenness, J., Majka, D. & Beier, P., 2014: Corridor Designer Evaluation Tools, Version: 3.0.817., Jenness Enterprises, Extension for ArcGIS, Computer software.
- Lee, S., Wolberg, G. & Shin, S., 1997: Scattered data interpolation with multilevel B-splines. *IEEE Trans. Vis. Comput. Graph.* 3, 228–244.
- Wild, J., Macek, M., Kopecký, M., Zmeškalová, J., Hadincová, V. & Trachtová, P., 2013: Temporal and spatial variability of microclimate in sandstone landscape: detail field measurement, in: Migoń, P., Kasprzak, M. (Eds.), *Sandstone Landscapes, Diversity, Ecology and Conservation, Proceedings of the 3rd International Conference on Sandstone Landscapes*. Wrocław, pp. 220–224.

Spezifische Standorte - Brandflächen

Martin Adámek

1 Begriffsdefinition

Waldbestände, die im Zeitraum von 1970 - 2014 von Bränden betroffen waren und danach unter Ausschluss einer künstlichen Erneuerung des Bestandes sich selbst überlassen wurden, um spontan zu regenerieren.

2 Motivation

2.1 Waldbrände und Kiefern

Brände sind ein Beispiel für natürliche Störungen des Waldökosystems, welche die Landschaft schon lange vor der Anwesenheit der Menschen beeinflussten. Durch ihr Wirken verändern sie in bedeutendem Maße die biotischen und abiotischen Bedingungen am jeweiligen Standort. An Brandstätten kommt es zu Veränderungen der Temperatur- und Lichtbedingungen und zu einer Änderung der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens. Niedere und sensiblere Arten werden so aus dem Bestand eliminiert, während Arten, die imstande sind, einen Brand zu überleben und/oder sich auf den entstandenen Brandflächen gut verbreiten, im Vorteil sind (AGEE 1998, LORET et al. 2005).

Im europäischen Maßstab werden Waldbrände meist mit dem Mittelmeerraum und mit der Zone der nördlichen Nadelwälder (Taiga) assoziiert, wo Waldbrände als natürlicher Bestandteil der Dynamik der Waldökosysteme betrachtet werden. In den Bedingungen von Nord-Eurasien sind Brände v.a. an Kiefernwälder mit Beständen der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris*, auch Rotkiefer oder Föhre genannt) gebunden, welche harziges, leicht entflammbares Material produziert. Gleichzeitig ist diese Art jedoch dank ihrer zahlreichen morphologischen und physiologischen Adaptationen an die Feuereinwirkung angepasst (z. B. dicke Rinde, tiefes Wurzelsystem, frühes Erreichen des Erwachsenenstadiums, schnelle Regeneration auf Lichtungen und auf mineralischem Boden). An Waldbrände sind auch manche Arten des Unterwuchses von Kiefernwäldern angepasst (AGEE 1998). Beispiele sind die Beersträucher (*Vaccinium spec.*), das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*). Sich regelmäßig wiederholende Brände in ausreichender Frequenz können so einen Bewuchs mit Dominanz der Gemeinen Kiefer auch an Stellen erhalten, wo im Hinblick auf die Standortbedingungen sonst andere Baumarten vorherrschen würden (ENGELMARK 1987, AGEE 1998, ANGELSTAM 1998, GROMTSEV 2002).

In den Sandsteingebieten Mitteleuropas, zu denen auch das Gebiet der Böhmisches-Sächsischen Schweiz gehört, kommen natürlicherweise Kiefernwälder vor, die von ihrer Artenzusammensetzung und Physiognomie des Bestandes her an die Wälder der borealen Zone erinnern. Manche von ihnen werden als geografisch disjunkte Entsprechung zu den skandinavischen Nadelwäldern bezeichnet (NOVÁK et al. 2012). Laut den Statistiken des Innenministeriums der Tschechischen Republik kommt es in diesen Gegenden auffallend häufiger zu Waldbränden als anderswo in Tschechien. Die meisten davon sind durch menschliche Aktivitäten verursacht, jedoch kommen auch regelmäßig vom Blitz entfachte Brände vor (JANKOVSKÁ 2006).

Nach den neuesten Forschungen (ADÁMEK et al. 2014) kam es auf dem Gebiet der Böhmisches-Sächsischen Schweiz bereits in der Zeit vor der dauerhaften menschlichen Besiedlung zu Bränden (ab dem zeitigen Holozän), wenngleich es offensichtlich ist, dass die Anwesenheit des Menschen immer die Häufigkeit von Bränden in der Landschaft erhöht hat. Die Stellen der Brandentstehung sind jedoch in dieser sehr stark gegliederten Landschaft vor allem von den naturgegebenen Bedingungen wie der Reliefform, der Artenzusammensetzung und Struktur des Waldbestandes abhängig. Die Vegetation der felsigen, erhöhten und südlich orientierten Lagen der Böhmisches-Sächsischen Schweiz wurde wahrscheinlich über Jahrtausende hinweg von Bränden beeinflusst. Das Ergebnis sind Wälder mit Dominanz der Kiefer – und das an Stellen, wo im Hinblick auf die Bodenbedingungen konkurrenzmäßig die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) vorherrschen würde. Diese ist jedoch gegenüber Bränden weitaus empfindlicher und auch ihre Verjüngung wird im Gegensatz zur Kiefer durch einen Brand nicht begünstigt.

Die meisten in diesem Gebiet entstandenen Brände sind von relativ geringer Intensität, wobei das Unterholz beschädigt wird, die Humus- und Streuschicht teilweise verbrennt und die Strauchschicht einschließlich einzelner junger Bäume zerstört wird. Der Großteil der erwachsenen Kiefern überlebt solche Brände, im Unterschied z. B. zu Fichten. Brände von hoher Intensität, einschließlich Kronenbrände, die für gewöhnlich den gesamten Bestand zerstören, sind in diesem Gebiet weniger häufig.

2.2 Brände und die ökologische Erneuerung der Waldökosysteme

Die moderne Herangehensweise an den Naturschutz verlässt die früher gängige Vorstellung vom Wald als ein statisches System, das sich in einem Gleichgewichtszustand mit den abiotischen Bedingungen der Umwelt befindet. Diese (neue) Auffassung geht von dem Konzept einer potentiell natürlichen Vegetation (TÜXEN 1956) oder einer ähnlichen Forsttypologie (RANDUŠKA 1982) aus. Nun werden natürliche Prozesse, wie Störungen mit ihren nachfolgenden sukzessiven Stadien, als unabdingbarer Bestandteil des Waldzyklus begriffen. Das Waldökosystem ist dynamisch.

Regulierte Brände von geringer Intensität werden z. B. in den skandinavischen Ländern zur Umwandlung von Wirtschaftswäldern in naturnahe Bestände verwendet. Der Brand beschädigt die regelmäßige Struktur des künstlichen Waldes und setzt eine natürliche Erneuerung in Gang, hin zu einem Wald mit unterschiedlicher Altersstruktur, in der Regel größerer Artenvielfalt und zerfallendem Totholz, das unentbehrliche Habitate für viele Wirbellose bereitstellt (KUULUVAINEN 2000, HEKKALA et al. 2014).

Auf dem Gebiet der Böhmisches-Sächsischen Schweiz kommt es üblicherweise jedes Jahr zu mehreren Waldbränden. Die Brandflächen, die nach 1990 auf deutscher Seite entstanden sind, nach Einrichtung des Nationalparks Sächsische Schweiz, sowie nach 2000 auf tschechischer Seite, nach der Ausweisung des Nationalparks Böhmisches Schweiz, werden nicht mehr künstlich aufgeforstet und sind ihrer spontanen Entwicklung überlassen. Diesen Orten sollte erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet werden, da sich hier ein dynamisch entwickelnder, naturnaher Wald mit spezifischen biotischen und abiotischen Bedingungen etabliert.

3 Methodik

Unter Verwendung tschechischer und deutscher Archivaufzeichnungen wurde ein grenzübergreifender Datensatz für das Gebiet beider Nationalparke erstellt, in dem ab den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts bis in die Gegenwart jede Brandfläche verzeichnet ist.

Datenquelle für die tschechische Seite war das Register des NP Böhmisches Schweiz (nach dem Jahr 2000) und die Aufzeichnungen zu Waldbränden der Forstverwaltungen Rumburk, Děčín sowie die Bücher der ehemaligen Forstverwaltungen Krásná Lípa, Jetřichovice, Chřibská und Lobendava, die sich im Archiv der Firma Uniles a.s. (AG) in Rumburk befinden.

Die Daten für die deutsche Seite stammen aus einem Bericht des Nationalparks Sächsische Schweiz und vom Staatsbetrieb Sachsenforst, Referat Waldbau, Waldschutz und Jagd, sowie der Unteren Forstbehörde des Landratsamtes Sächsische Schweiz – Osterzgebirge.

Die Lokalisierung auf der deutschen Seite wurde mit Hilfe von in den Archiveinträgen angeführten X,Y Koordinaten durchgeführt, auf der tschechischen Seite ist die Lokalisierung etwas ungenauer und basiert auf dem räumlichen Bezug des Waldbestandes. Die Signaturen und die Formen der Waldbestände stammen aus aktuellen und historischen Forstgrundkarten und entsprechen so der Situation zur Zeit der Brandentstehung. Für die Polygone der Waldbestände wurden die Mittelpunkte berechnet und diese zur Lokalisierung der Brände auf tschechischer Seite verwendet. Insgesamt wurden 149 Brandflächen registriert. Die Attributtabelle beinhaltet Informationen über das Datum der Brandentstehung, die Größe der betroffenen Fläche, die Brandursache, Datenquellen sowie genauere Lokalisierung, falls in den Archivunterlagen aufgeführt. In der Tabelle sind ferner insgesamt 68 Brandflächen markiert, die sich zur Regeneration selbst überlassen worden (Sukzessionsflächen). Es handelt sich um Brandflächen, die nach der Gründung der Nationalparke entstanden sind (auf der deutschen Seite ab dem Jahr 1990, auf der tschechischen ab 2000) und Forstmaßnahmen somit ausgeschlossen werden können. Zu ihnen wurden einige weitere Flächen älteren Datums hinzugefügt, wo die natürliche Sukzession durch Begehung vor Ort überprüft wurde.

Insgesamt befinden sich diese Angaben in den erstellten Datensätzen:

- A) Punktdaten zu Brandflächen aus beiden Nationalparks mit Markierung der Sukzessionsflächen
- B) Polygondatensatz zu den Waldbeständen aus dem Nationalpark Böhmisches Schweiz, die von Waldbränden betroffen waren

4 Nutzung

Beim Planen des Managements im Nationalpark ist es erforderlich, die verlaufenden natürlichen Prozesse an diesen Orten zu berücksichtigen und jegliche Forstmaßnahmen auszuschließen, oder sie so zu planen, dass die negativen Folgen für die natürliche Entwicklung des Standorts minimalisiert werden. Die Standorte sind ebenfalls sehr wertvoll für weitere Forschungszwecke zum Naturschutz.

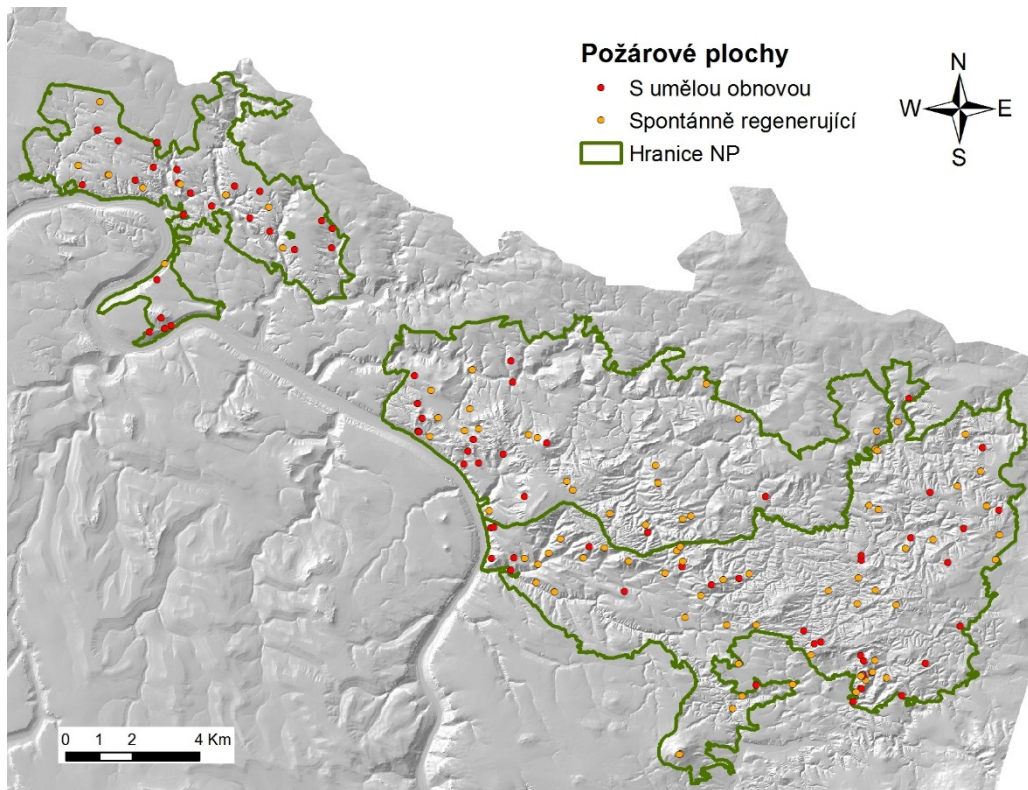


Abb. 1: Karte der Brandflächen; Brände die auf dem Gebiet der Nationalparke Böhmisches und Sächsische Schweiz im Zeitraum von 1970er Jahren bis hin zur Gegenwart auftraten. Rot markiert sind die Flächen, wo eine künstliche Erneuerung erfolgt ist, orange, wo eine natürliche Sukzession im Gange ist.

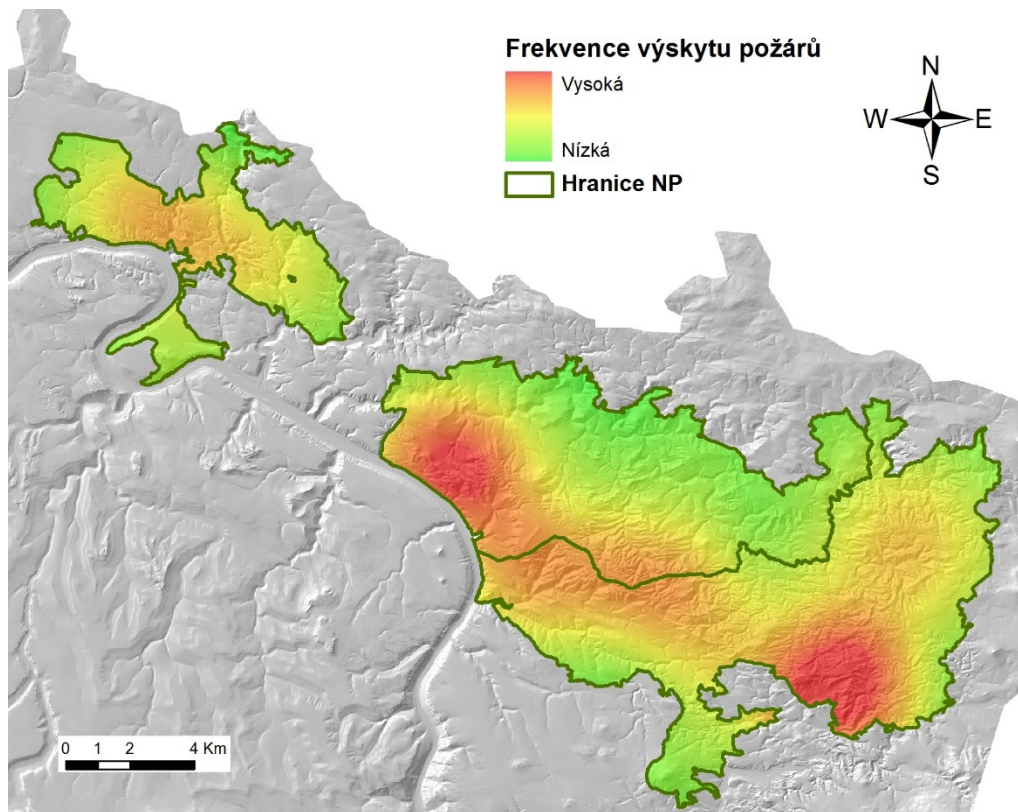


Abb. 2: Karte der Frequenz des Brandvorkommens auf dem Gebiet der Böhmisches-Sächsischen Schweiz (vysoká/hoch; nízká/niedrig), erstellt aus punktuellen Daten mittels der Methode "kernel density estimation". Eine der Visualisierungsmöglichkeiten des GIS-Datenlayers.

5 Entwicklungspotential

Die erstellten Daten bilden die Grundlage für eine künftige grenzübergreifend systematische Registrierung von Brandflächen. Diese sollte weiterhin durch fortlaufendes Ergänzen der neu betroffenen Flächen und v.a. ihrer genaueren Lokalisierung durchgeführt werden. Zu diesem Zweck sollte im Gelände die GPS-Technologie genutzt werden, die eine leichte Identifikation der Brandflächen auch mit größerem Zeitabstand ermöglicht, wenn bereits die Vegetationsanzeichen für Brände verschwunden sind. Gleichzeitig ist es angebracht, weitere Orte mit verlaufender natürlicher Sukzession zu registrieren und Aufzeichnungen darüber zu führen.

6 Literatur

- Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J. & Kopecký, M., 2015: Forest fires within a temperate landscape: a decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, pp. 81–90.
- Agee, J. K., 1998: Fire and pine ecosystems. In: Richardson, D.M. (Ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 193-218.
- Angelstam, P. K., 1998: Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation and Science* 9, pp. 593–602.
- Engelmark, O., 1987: Fire history correlations to forest type and topography in Northern Siberia. *Ann. Bot. Fenn.* 24, pp. 317–324.
- Gromtsev, A., 2002: Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fenn.* 36, pp. 41–55.
- Hekkala, A.-M., Tarvainen, O. & Tolvanen, A., 2014: Dynamics of understory vegetation after restoration of natural characteristics in the boreal forests in Finland. *Forest Ecology and Management* 330, pp. 55–66.

- Kuuluvainen, T., 2002: Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fenn.* 36(1), pp. 5–11.
- Lloret, F., Estevan, H., Vayreda, J. & Terradas, J., 2005: Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia* 146, pp. 461–468.
- Novák, J., Sádlo, J. & Svobodová-Svitavská, H., 2012: Unusual vegetation stability in a lowland pine forest area (Doksy region, Czech Republic). *The Holocene* 22, pp. 947–955.
- Randuška, D., 1982: Forest typology in Czechoslovakia, in Jahn, G., (Ed.), *Application of vegetation science to forestry. Handbook of vegetation science 12.* The Hague: Dr. W. Junk Publishers, pp. 147–178.
- Tüxen, R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie., Stolzenau/Weser*, 13, pp. 4–52.

Spezifische Standorte – Abgrenzung der natürlichen Fichtenvorkommen

Matěj Man, Věroslava Hadincová, Jan Wild, Přemysl Bobek & Martin Adámek

1 Begriffsdefinition

Die maximale Verbreitung von natürlichen Fichtenvorkommen in der Baumschicht für die einzelnen Standorttypen der Formengruppe Schluchtboden-Bergrücken, definiert nach ihrer Exposition, Neigung und der Lage der Hänge. Nicht berücksichtigt wurden verschiedene bodenspezifische und geologische Verhältnisse, wie z. B. das Auftreten basischer Gesteine.

2 Motivation

Die gegenwärtige Artenzusammensetzung der Baumschicht ist in den meisten Waldbeständen beider Nationalparke stark geprägt durch den jahrhundertelangen Einfluss des Menschen. Obwohl die mittelalterliche Besiedlungsaktivität sich überwiegend entlang der Grenzlinie der heutigen Nationalparke konzentrierte, so kam es doch im Verlauf der Neuzeit zu einer schrittweisen Erhöhung des „anthropogenen Drucks“ auf den Wald, und das auch an abgelegenen Stellen. Ein Beleg für das Ausmaß dieser Aktivitäten sind zahlreiche Reste von Bauwerken, die für den Transport von Holz (Bohlenwege, System von Flößerkanälen zum Holztransport) und seine direkte Verarbeitung bestimmt waren (Meiler, Pechsiederei).

Als Reaktion auf die intensive Ausbeutung des Waldes setzt sich Ende des 18. und im 19. Jahrhundert eine aktive Herangehensweise bei der Erneuerung der Waldbestände und die damit verbundene Anpflanzung von Bäumen durch (KAČMAR 2013, KAČMAR et al. 2013, EBNER & SEILER 2013). Aufgrund dessen entspricht die Artenzusammensetzung an vielen Stellen nicht der natürlichen Zusammensetzung, die sich ohne das Einwirken des Menschen entwickelt hätte. Mit dem Ziel die gegenwärtige Gehölzzusammensetzung dem natürlichen Zustand anzunähern, ist in beiden Nationalparks ein intensiver „Umbau“ des Baumbestands im Gange (Beseitigung ungeeigneter Gehölze), der von der typologischen Forstkarte auf der tschechischen Seite sowie Karten der potenziellen natürlichen Vegetation (tschechisch: potenciální přirozené vegetace – PPV) auf der deutschen Seite ausgeht. Beide Kartenwerke basieren auf einem ähnlichen Konzept zur Ermittlung der natürlichen Vegetation auf der Grundlage von:

- 1) erhaltenen naturnahen Vegetationsresten, von denen die Autoren der Karte annehmen, dass sie unangetastet sind, und
- 2) Erfahrungen und wissenschaftlichen Erkenntnissen der Autoren selbst.

Beide Kartenwerke prognostizieren als Ziel für den Großteil des Gebiets übereinstimmend Baumbestände, in denen Buchen dominieren. In den gegenwärtigen Beständen ist in hohem Maße und an fast allen Standorttypen die Fichte beteiligt, deren hoher Anteil aufgrund der intensiven Anpflanzung im 19. und 20. Jahrhundert entschieden unnatürlich ist. Auf der anderen Seite berücksichtigen beide Kartenwerke das natürliche Vorkommen der Fichte auf nur wenigen ausgewählten im Tal gelegenen Standorten, nicht aber die aktuellen Erkenntnisse der paläoökologischen Forschungen in Sandsteingebieten (NOVÁK et al. 2014, ADÁMEK et al. 2015). Es zeigt sich, dass es für eine genaue Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung dieser stark reliefierten Gebiete unverzichtbar ist, die Ergebnisse mehrerer methodischer Herangehensweise zu integrieren (Palynologie, Antrakologie), die es v.a. ermöglichen, den Vegetationszustand auf einer detaillierteren Zeitskala zu beschreiben. Auf diese Art und Weise ist es gelungen nachzuweisen, dass die Fichte nicht nur unter humiden Bedingungen auf dem Grund von Schluchten vorkam (KUNEŠ et al. 2005), sondern auch in anderen Beständen beigemischt war. Zugleich ist die Fichte in diesem Gebiet ein ursprüngliches Gehölz, denn ihr Vorkommen ist in den Bodenschichten des mesolithischen Zeitalters belegt (SVOBODA et al. 2013) und in der Sedimentaufzeichnung der Torfmoore kommen ihre Pollen kontinuierlich seit dem Anfang des Atlantikums vor. Problematisch bleibt jedoch weiterhin die Ermittlung des Anteils dieser Baumart in den wenig von Menschen beeinflussten Beständen vor der mittelalterlichen Besiedlung, die wir als natürlichen Referenzzustand betrachten können. In diesem Zeitraum machte sich bereits in vollem Maße der Effekt der allmählichen Verarmung des Bodenmilieus im Verlauf des Quartärzyklus bemerkbar (POKORNÝ & KUNEŠ 2005), was weniger anspruchsvollen Arten einen

Konkurrenzvorteil verschaffte. Gleichzeitig wurde infolge häufiger Störereignisse (Brände) Raum für Gehölze geschaffen, die fähig sind diese beeinträchtigten Standorte schnell zu besiedeln, so dass sie Teil der nachfolgenden Sukzessionsstadien wurden. Zugleich zeigt die intensive Verjüngung der Fichte an vielen Standorten, dass sie in diesem Gebiet ein größeres Wachstumspotenzial hat als ihr aufgrund des Konzepts der potenziellen natürlichen Vegetation zugeschrieben wird. Ihre Verjüngung an manchen Standorten kann zwar durch einen bestimmten Vegetationstyp unterdrückt werden, z. B. schlechtere Verjüngung im Unterwuchs von Buchenwäldern und an hellen und trockenen Standorten mit der Waldkiefer, aber an den übrigen Standorten verjüngt sie sich sehr gut.

Ein nicht weniger wichtiger Aspekt, der geplante Managementmaßnahmen maßgeblich beeinflusst, ist eine gewisse Meinungsverschiebung, zu der es bei der Revision der walddtypologischen Karte für das Gebiet des Nationalparks Böhmisches Schiefergebirge kam (SMEJKAL 2006). Dabei erfolgte eine grundlegende Neubewertung der dominanten Position der Kiefernwälder im Gebiet zugunsten von Buchenwäldern. Das Ergebnis der strikten Bewertung der gegenwärtigen Baumzusammensetzung im Kontrast zur typologischen Karte oder PNV hat dann häufig starke Forsteingriffe zugunsten der ausgewählten Bäume zur Folge.

Aus allen oben genannten Gründen ist die Verwendung des Konzepts der natürlichen Vegetation als Zielzustand der Waldvegetation auf dem Gebiet beider Nationalparke zu statisch, da wichtige Prozesse, die in der Vergangenheit die Heterogenität der natürlichen Gehölzzusammensetzung bedingt haben nicht ausreichend berücksichtigt werden. Deshalb wird eine Herangehensweise vorgeschlagen, die eine breitere natürliche Variabilität der Artenzusammensetzung respektiert. Zu diesem Zweck wurden Grenzwerte für die Bewertung der natürlichen Verbreitung der Fichte in den gegenwärtigen Beständen erstellt. Diese basieren auf:

- 1) den Präferenzen der Fichte auf dem Hanggradienten und im Hinblick auf die Orientierung zu den Himmelsrichtungen, und
- 2) paläoökologischen Daten, die die historische natürliche Verbreitung der Fichte an einem Großteil der Standorte belegen.

3 Methodik

Aufgrund der Analyse von 393 Vegetationsaufnahmen, die in den Jahren 2000 bis 2010 in verschiedenen Teilen des Nationalparks Böhmisches Schiefergebirge in der Region zwischen Rynartice (Rennersdorf) und Pavlino údolí (Paulinengrund) aufgenommen wurden, sind Standorte definiert, an denen eine natürliche Verjüngung und dauerhaftes Vorkommen der Fichte vorausgesetzt werden kann. Wegen der großen Vielfalt von Kombinationen aus Hangorientierung, Neigung und Position wäre es ideal, die Eignung des Standortes für die Fichte mindestens mit Hilfe der 4 Kategorien der Himmelsrichtungen und 4 bis 6 Kategorien der Positionen auf dem Hanggradienten zu klassifizieren. So entsteht jedoch eine große Menge an Kombinationen (16-24), die für Managementvorschläge unpraktisch wären. Darum war es notwendig das Ganze zu vereinfachen.

Am geeignetsten erwies sich die Aufteilung der Position auf dem Hanggradienten in 3 Kategorien: obere Hänge (sie schließen breitere Plateaus, Felskämme, anliegende Kanten und obere Hänge ein), mittlere Hanglagen und untere Hänge bzw. Täler. Die Täler selbst wurden jedoch nicht in die Analyse miteinbezogen, weil hier nicht mit dem Faktor der Orientierung gerechnet werden kann. Die in der Analyse als „Tal/Grund“ (údolí) angeführten Lagen stellen die unteren Partien von Hängen dar.

Die Orientierung der Hänge zu den Himmelsrichtungen wurde in nur 2 Kategorien aufgeteilt:

- 1) Nordwest bis Nordosten (NW-N-NO), d.h. 316-360° und 0-90°,
- 2) Nordosten bis Nordwesten (NO-S-NW), d.h. 91-315°.

Mit Hilfe generalisierter Regressionsmodelle wurde daraufhin die Beziehung zwischen dem Deckungsgrad der Verjüngung (in der Krautschicht: Sämlinge = 0,5m, oder in der Strauchschicht: Bäume 0,5 – ca. 7m), der Position auf dem Hanggradienten und der Exposition, unter Ausschluss der Verbreitung der Fichte in der Baumschicht, geprüft.

Es zeichnet sich ein hoher Anteil der Fichte im Kronendach (d. h. der oberen Schicht, in der die Fichte vorrangig gepflanzt wurde) ab im Vergleich mit den übrigen Gehölzen in den Tälern und an den unteren Hängen. Die Analyse hat gezeigt, dass die Fichte sich am häufigsten von allen Gehölzen verjüngt und dass sie mehr als 50% des Deckungsgrades aller Samenpflanzen (Sämlinge) bildet. Für die Verjüngung der Fichte ist sowohl die Position auf dem Gradienten, als auch die Orientierung zu den Himmelsrichtungen wichtig. Ihr weiteres Wachstum wird jedoch an den Südhängen und in den oberen Lagen der Felsen unterdrückt und die Fichte gedeiht hier in höherem Maße nur an nördlich orientierten Hängen. Für ältere, zum Unterholz gehörige Bäume

ist so die Hangorientierung bedeutender als die Position auf dem Hanggradienten (diese ist nur marginal signifikant). Die Neigung des Hanges war in keiner der Analysen für die Verjüngung der Fichte bedeutsam. Die Bedeutung der Position auf dem Hanggradienten und die Orientierung des Hanges für die Verjüngung der Fichte, nach dem Wegfiltern des Deckungseffekts der Kronenfichten (d. h. abgeleitet des Effekts einer höheren Samenzufuhr) zeigt die Tabelle 1 und die Abbildung 1.

Tab. 1: Analyse der Beziehung zwischen dem Deckungsgrad der Fichtenverjüngung, der Position auf dem Hanggradienten und der Orientierung des Hanges. (Analyse GLM [generalisierte lineare Modelle] mit Gammaverteilung und Log-Link zu wurzeltransformierten Daten im Programm Statistica, D.f. sind Freiheitsgrade, p = Signifikanz).

	<i>D.f.</i>	<i>Teststatistik nach Wald</i>	<i>p</i>
<i>Picea</i> Verjüngung			
Effekt			
<i>Picea</i> Kronenschicht	1	49.94	0.0000
Orientierung	1	6.85	0.0089
Höhengradient	2	12.83	0.0016
<i>Picea</i> Strauchschicht			
Effekt			
<i>Picea</i> Kronenschicht	1	29.54	0.0000
Orientierung	1	7.98	0.0047
Höhengradient	2	4.97	0.0830

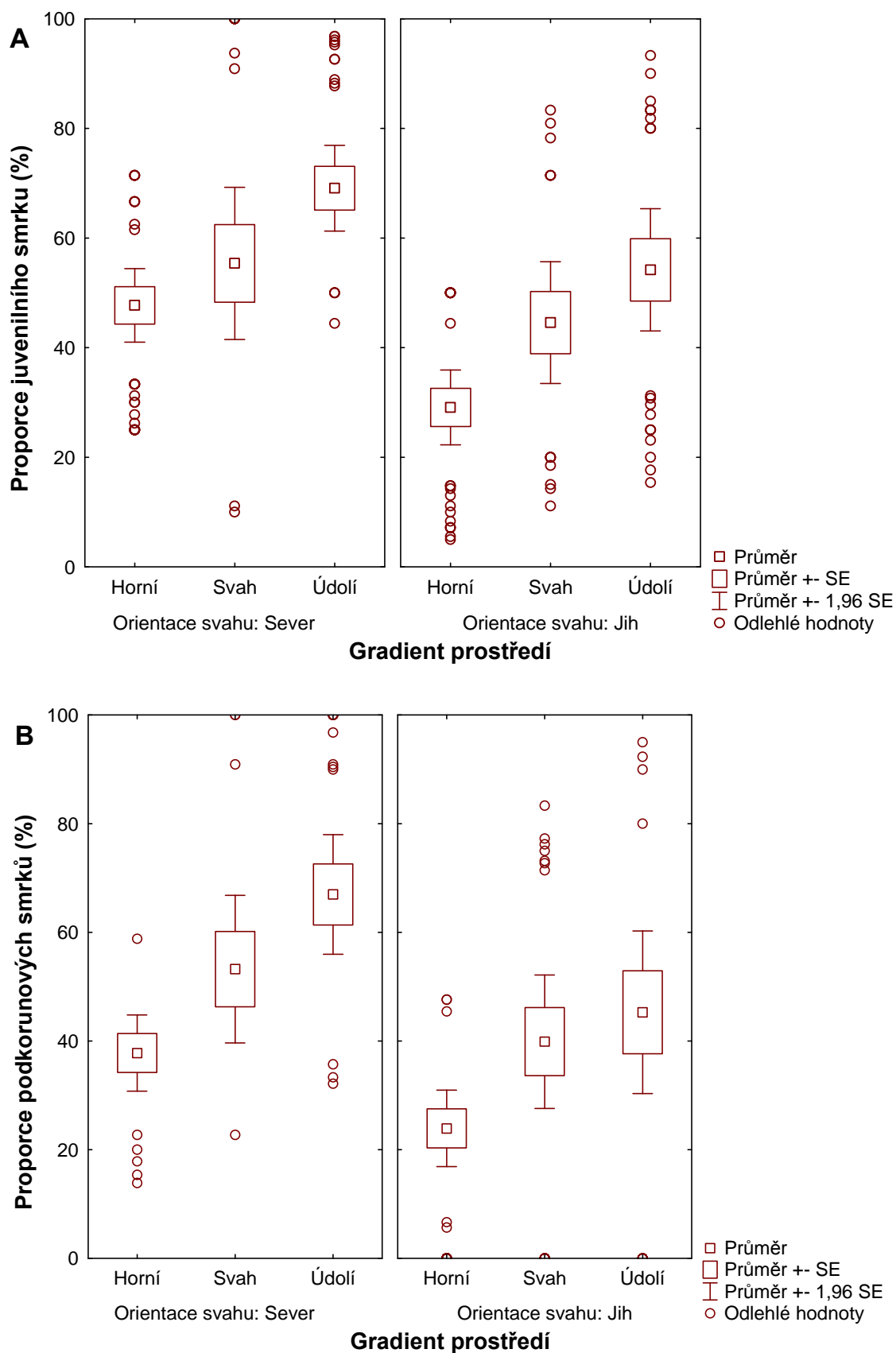


Abb. 1: Vergleich der prozentualen Verteilung des Deckungsgrades von Fichtensämlingen (A) und Fichten in der Strauchschicht (B) in Anflügen aller Gehölze in der entsprechenden Kategorie, und für beschattete (Norden/Sever, 316 - 360° und 0 - 90°) sowie sonnenbeschienene (Süden/Jih, 91 - 315°) Hangexpositionen.

Durchmesser/Průměr; Ausreißer/Odlehlé hodnoty

Aufgrund dieser Analysen und eigener Erfahrungen im Gelände wurden Grenzwerte der prozentualen Verteilung der Fichte in der Gehölzzusammensetzung der Baumschicht für kombinierte Standorttypen erstellt. Ihre Übersicht wird in Tabelle 2 veranschaulicht.

Tab. 2: Vorgeschlagene Grenzwerte für die Verteilung der Fichte in der gegenwärtigen Gehölzzusammensetzung der Baumschicht in der Böhmisches-Sächsischen Schweiz, auf Grundlage der Analyse der Verteilung und der Menge natürlicher Fichtenverjüngung sowie aufgrund eigener Erfahrung der Autoren.

Standort	Nähere Spezifizierung	Grenzwerte für die Vertretung der Fichte in der gegenwärtigen Gehölzzusammensetzung der Baumschicht	
		S Hänge (91° – 315°)	N Hänge (316° – 360°), (0° – 90°)
Grund der Täler	Feucht, beschattet, mit geringer Neigung und sehr stark beschatteten unteren Hängen	100 %	
	Breitere und/oder abschüssigere Täler und weniger beschattete untere Hänge	70 %	
Mittlerer Hang		30 %	50 %
Oberer Hang		10 %	30 %
Plateaus/Ebenen		10 %	
Kämme und Felskanten		5 %	

Die Tabellenwerte wurden mit Hilfe eines digitalen Geländemodells und den daraus abgeleiteten topographischen Parametern in eine Karte übertragen; diese Parameter waren analog zu denen, die für die prädiktive Modellerstellung der Verbreitung ausgewählter Arten von Gefäßpflanzen verwendet wurden (vgl. S. 23ff).

Der grundlegende Eingangsparameter für die Klassifikation des Geländes war der Rasterdatenlayer TPI (Topographic position index). TPI enthält Informationen darüber, wie die relative Position des jeweiligen Pixels im Vergleich mit dem umgebenden Gelände ist (Umgebungsfenster 50 x 50m) (GUISAN et al. 1999, JENESS 2014). Nach der Klassifikation des errechneten Rasterlayers kann man die Information über die Geomorphologie des Geländes daraus ablesen – d. h. wo befinden sich Felskämme, Plateaus/Ebenen und Talgründe. TPI rechnet auch mit der Hangneigung; dank dieser Tatsache wird auch zwischen steilen und gemäßigten oder nur leicht abschüssigen Hängen unterschieden. In das Modell geht auch die Information über die Hangorientierung ein (Aspect), die in den oben angeführten Kategorien klassifiziert wurde (Nordwest bis Nordost, d. h. 316 - 360° und 0 - 90°; Nordosten bis Nordwesten, d. h. 91 - 315°). In die Klassifikation einbezogen wird ein weiterer TPI-Layer, der die Variabilität des Geländes in einer Umgebung von 30m untersucht. Mit Hilfe dieses Layers können sehr effektiv Bereiche auf dem Grund eng eingeschnittener Schluchten unterschieden werden.

Hohe Werte des topographischen Feuchtigkeitsindex (Wetness Index) halfen die Hangfußbereiche und unteren Felshänge in Tälern zu definieren. Durch Kombination all dieser Eingangsparameter wurde eine klassifizierte Karte von 8 Standorttypen (Abb. 2) erstellt, für die unterschiedliche Grenzwerte zur Verbreitung der Fichte erstellt werden konnten. Durch Ergänzen der vorgeschlagenen Grenzwerte laut Tabelle 2 wird eine Darstellung der räumlichen Verteilung in beiden Nationalparks möglich. Fast für die Hälfte der Flächen wird ein Grenzwert von 10% vorgeschlagen, nur auf 5% des Territoriums kann eine bis zu 100%ige Verbreitung der Fichte vorausgesetzt werden (Abb. 3).

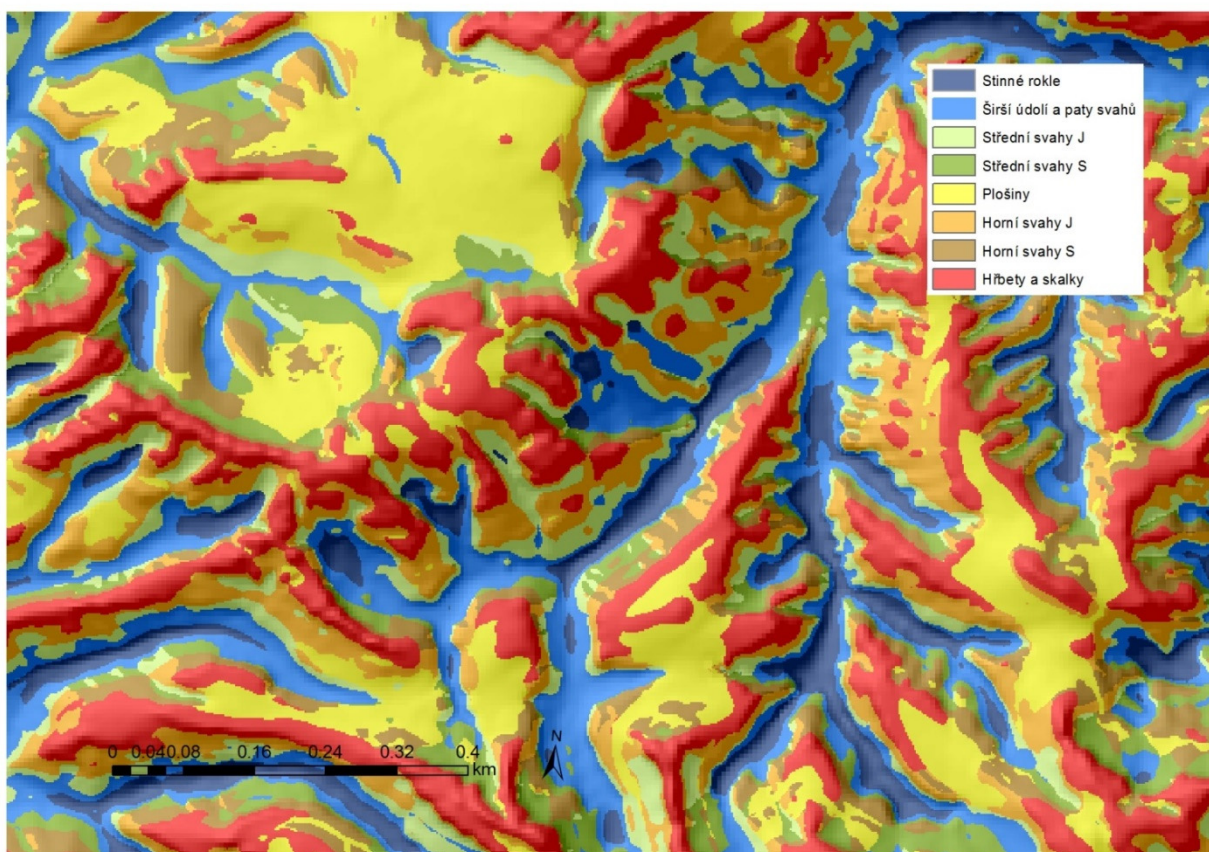


Abb. 2: Klassifikation des Geländes in 8 Standorttypen, für die Grenzwerte zum Fichtenvorkommen in der Baumschicht definiert wurden [Stinné rokle – schattige Schluchten, Širší údolí a paty svahů – breitere Täler, Hangfußbereiche, Střední svahy jižní – mittlere Südhänge, Střední svahy severní – mittlere Nordhänge, Plošiny – Plateaus/Ebenen, Horní svahy jižní – obere Südhänge, Horní svahy severní – obere Nordhänge, Hřbety a skalky – Felskämme und -kanten]

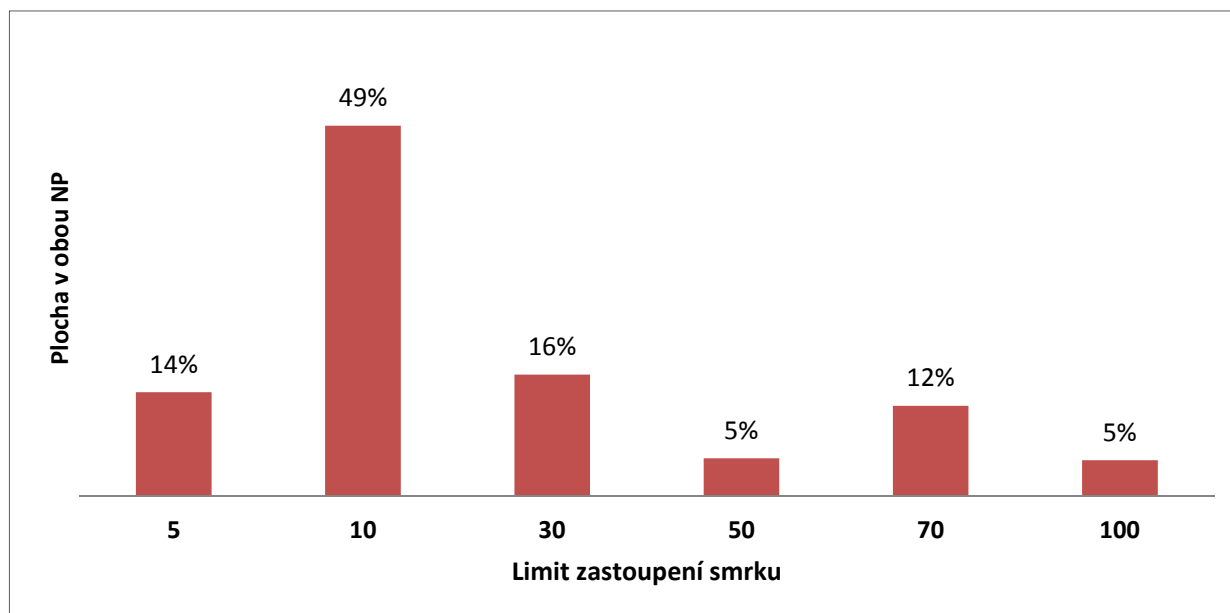


Abb. 3: Flächenanteile in Prozent, nach Einteilung der beiden Nationalparke in die in Tabelle 2 ermittelten Grenzwerte für die Verbreitung der Fichte

Mit Rücksicht auf die praktische Anwendung dieses Indikators beim Forstmanagement wurde das hoch fragmentierte Raster der vorgeschlagenen Grenzwerte zum natürlichen Fichtenvorkommen in eine Forstkarte der Bestandsgruppen übertragen.

Die einzelnen Polygone der Bestände enthalten in der Regel verschiedene Grenzwerte des Fichtenvorkommens. Aus Teilbereichen einer Bestandsgruppe wurde im Folgenden der gewichtete Durchschnitt des Vorkommens der Fichte berechnet. Mit dieser Vorgehensweise wurde eine maximale Gesamtverbreitung der Fichte für die einzelnen Bestandsgruppen ermittelt. Der vorgeschlagene Grenzwert wurde dann mit der gegenwärtigen tatsächlichen Verteilung der Fichte in den jeweiligen Bestandsgruppen verglichen (Stand Forstwirtschaftsplan/LHP 2007). Der Vergleich verweist auf den immer noch hohen Fichtenanteil in großen Teilen des Parks trotz relativ grob verwendeter Grenzwerte hin (Abb.4). Um mehr als 50% sind die Grenzwerte bei 38,7km² überschritten, das entspricht 24,5% des Nationalparkgebietes. Unter dem Grenzwert hingegen – also ohne Notwendigkeit, in irgendeiner Weise zu Ungunsten der Fichte einzugreifen – sind 31% des Gebietes. Man muss jedoch in Betracht ziehen, dass sich der Vergleich mit dem tatsächlichen Zustand des Waldes auf das Jahr 2007 bezieht, so dass umfangreiche Managementaktivitäten, die eben auf die Artenzusammensetzung zielen, noch nicht berücksichtigt sind.

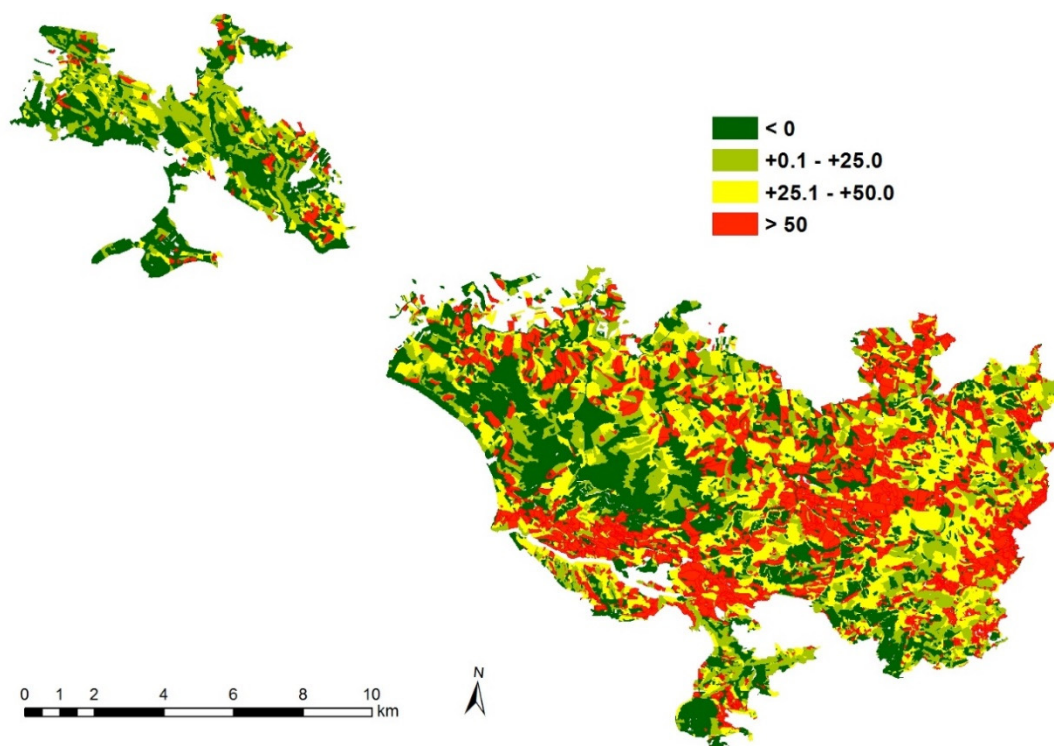


Abb. 4: Vergleich der vorgeschlagenen Grenzwerte des Vorkommens der Fichte mit dem gegenwärtigen Zustand [Rot – der Grenzwert ist um 50% oder mehr überschritten, Gelb – der Grenzwert ist um 25 - 50% überschritten, Hellgrün – der Grenzwert ist um 0 - 25% überschritten, Grün – das Vorkommen der Fichte bewegt sich unter dem vorgeschlagenen Höchstwert]

4 Nutzung

Der Indikator sollte v.a. beim Planen von forstwirtschaftlichen Eingriffen genutzt werden, die auf eine Änderung der Gehölzzusammensetzung und ihre Intensität abzielen. Für dieses Vorhaben ist es jedoch notwendig, einen Vergleich der Grenzwerte mit der aktuellen Gehölzzusammensetzung, aktualisiert um bereits durchgeführte Eingriffe seit dem letzten gültigen Forstwirtschaftsplan, vorzunehmen. Der Indikator ermöglicht das Planen auf einer höher aufgelösten räumlichen Skala klassifizierter Standorte, als es die gegenwärtige Einteilung des Waldes in Bestandsgruppen erlaubt. Die Klassifikation des Gebiets nach Standorten stellt auch eine formalisierte Herangehensweise an die Beschreibung der Standorte beider Nationalparke dar, doch sie kann auch direkt genutzt oder auf einfache Weise für andere Baumarten modifiziert werden, wie auch für Management- oder Naturschutzaktivitäten im Nationalpark.

5 Entwicklungspotential

Der meistdiskutierte Teil betrifft zweifellos die Einstellung der Grenzwerte für die Verbreitung der Fichte in der Gehölzzusammensetzung des Standorts. Dort ist auch das größte Potential einer weiteren Verbesserung des Indikators gegeben – sowohl in Form von weiterer Forschung im Gelände mit Orientierung auf Bodencharakteristika und der natürlichen Verjüngung der Fichte, als auch durch Vertiefung der paläoökologischen Kenntnisse über die historische Verbreitung der Fichte und ihrer Rolle in der Ökologie der lokalen Pflanzengemeinschaften.

Präzisiert werden kann auch die Klassifikation der Standorte auf der Grundlage eines digitalen Geländemodells, die in solch geomorphologisch stark gegliedertem Gelände sehr anspruchsvoll und anfällig für lokale Ungenauigkeiten ist. Eine unverzichtbare Bedingung für die Verwendung von Grenzwerten ist die fortlaufende, regelmäßige Aktualisierung des GIS-layers „Schicht“ im Forstwirtschaftsplan (LHP).

6 Literatur

- Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J. & Kopecký, M., 2015: Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 336, pp. 81–90.
- Bobek, P., 2013: Dlouhodobý vliv požárů na složení vegetace. In: Seiler, U. & Wild, J., Csaplovics, E. (eds.) *Historische Waldentwicklung in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz/ Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku*. Rhombos-Verlag, Berlin, pp. 225-244.
- Ebner, K. & Seiler, U., 2013: Dokumentace archivních fondů. In: Seiler, U. & Wild J., Csaplovics E. (eds.) *Historische Waldentwicklung in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz/ Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku*, Rhombos-Verlag, Berlin, pp. 279-289.
- Guisan, A., Weiss, S. B. & Weiss, A. D., 1999: GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143, pp. 107–122.
- Jenness, J., Majka, D. & Beier, P., 2014: Corridor Designer Evaluation Tools, Version: 3.0.817., Jenness Enterprises, Extension for ArcGIS, Computer software.
- Kačmar, M., 2013: Historické lesní hospodářské plány a mapy dnešního národního parku České Švýcarsko. In: Seiler, U. & Wild J., Csaplovics E. (eds.) *Historische Waldentwicklung in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz/ Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku*, Rhombos-Verlag, Berlin, pp. 297-309.
- Kačmar, M., Wild, J., Moravcová, A., Konopová, Z. & Zajíčková, L., 2013: Geodatabáze historie vývoje lesních porostů v národním parku České Švýcarsko. In: Seiler, U. & Wild J., Csaplovics E. (eds.) *Historische Waldentwicklung in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz/ Historický vývoj lesa v Českosaském Švýcarsku*, Rhombos-Verlag, Berlin, pp. 373-389.
- Kuneš, P., Pokorný, P. & Abrahám, V., 2005: Rekonstrukce přirozené vegetace pískovcových skal NP České Švýcarsko a přilehlého pískovcového území formou pylových analýz.
- Novák, J., Sída, P., Svoboda, J., Prostředník, J., & Pokorný, P., 2014: A charcoal record of Holocene woodland succession from sandstone rock shelters of North Bohemia (Czech Republic). *Quaternary International*
- Pokorný, P. & Kuneš, P., 2005: Holocene acidification process recorded in three pollen profiles from Czech sandstone and river terrace environments. *Ferrantia* 44, pp. 101–107.
- Smejkal, J., 2006: Typologické mapování v Národním Parku České Švýcarsko, in *Problematika lesnické typologie VIII*, ČZU Praha
- Svoboda, J., Novák, J., Novák, M., Sázellová, S., Demek, J., Hladilová, Š. & Peša, V., 2013: Palaeolithic/mesolithic stratigraphic sequences at Údolí Samoty a Janova Zátoka rock shelters (northern Bohemia). *Archäologisches Korrespondenzblatt* 43.

Indikatorarten der höheren Pflanzen – natürliche Artengemeinschaften

Věroslava Hadincová, Přemysl Bobek & Jan Wild

1 Begriffsdefinition

Kartiertes oder vorhergesagtes Vorkommen höherer Pflanzenarten, die typisch für die natürliche Vegetation im Gebiet der Böhmisches-Sächsischen Schweiz sind.

2 Motivation

Sandsteingebiete sind meist von Wäldern bedeckt, die aufgrund ihres wenig ertragfähigen sauren Substrats arm an Gefäßpflanzen sind, jedoch die Moosflora reich vertreten ist. Die geringe Alpha-Diversität der Gefäßpflanzen (Artenreichtum an einem Standort) wird dank dem stark gegliederten Gelände durch eine höhere Beta-Diversität aufgewogen (Wechsel zwischen den Standorten). Typische Standorte können durch die Anwesenheit spezifischer Arten charakterisiert werden. Oft handelt es sich nicht um Arten, die in der Tschechischen Republik oder in Europa Artenschutz erfordern, doch im Rahmen der jeweiligen Region kommen sie am Rande ihres Areals (Verbreitungsgebietes) oder ihres Höhengradienten vor.

Das alleinige Vorkommen einer konkreten Pflanze der Krautschicht indiziert nur selten die Natürlichkeit des Waldstandortes, weil begrenzte Pflanzenpopulationen fähig sind, eine bestimmte Zeit auch an Standorten mit einer markant veränderter Baumartenzusammensetzung oder auf gestörten Standorten zu überleben. Wenn jedoch eine Art, die im jeweiligen Gebiet nicht häufig ist, an einem Standort stabil vorkommt, ist sie dort meist an lokaltypische abiotische Charakteristika der Umgebung gebunden. Größere indikative Bedeutung hat die lokale Häufigkeit der Art und die Stabilität ihres Vorkommens über die Zeit. Leider sind diese beiden Angaben für die meisten Arten nicht verfügbar. Die Verbreitung von Gefäßpflanzen wurde in beiden Gebieten (Nationalpark Böhmisches und Sächsisches Schweiz) einmalig kartiert, und zwar entweder punktweise, oder in einem Rastergitter, die für verschiedene Arten verschiedene Gittergrößen aufweisen.

Die Angaben aus der Rasterkartierung (Abbildung 1) sind für floristische Zwecke geeignet. Für Naturschutzzwecke dienen sie lediglich als Information über das Vorkommen von Arten in einem bestimmten Gebiet. Für den konkreten Schutz der Art an einem bestimmten Standorttyp sind sie nur begrenzt nutzbar, was mehrere Gründe hat:

- 1) Ungenauigkeit der Ortung – die Art wird als präsent in einem bestimmten Rastergitter verzeichnet, das oft eine breite Skala von Standorten einschließt, obwohl sie für gewöhnlich nur in einem bestimmten Typ vorkommt,
- 2) Es fehlt die Veränderung über die Zeit – die Kartierung ist zeitaufwändig und selten gelingt es, sie zu wiederholen; die Angaben aus verschiedenen Teilen des Gebietes unterscheiden sich auch häufig durch den Aufzeichnungszeitraum, um bis zu 10 Jahre,
und
- 3) die Angaben sagen lediglich etwas über An- oder Abwesenheit (Präsenz oder Absenz) aus und berücksichtigen nicht die Menge und Vitalität der Population.

Dennoch ist es sinnvoll, mit verfügbaren Daten über das Vorkommen ausgesuchter Arten als potenziellen Indikatoren für einen naturnahen Standort zu arbeiten. Die Begrenztheit der verfügbaren Daten kann man mit verschiedenen Methoden „beheben“. Eine von ihnen ist die Methode des sog. Downscaling, die es ermöglicht, die räumliche Auflösung der Rasterkartierung aufgrund von weiteren unterstützenden Inputs zu präzisieren, wie z.B. mit Hilfe von zusätzlich detailliert erhobenen Daten in einem begrenzten Gebiet und den daraus gewonnenen Angaben über die Bindung der Art an ihre Umgebung. Aus den genauen Punktdaten kann an einem kleinen Muster des Gebietes dann das konkrete Vorkommen der Art im jeweiligen Rastergitter mit Hilfe statistischer Relationen zwischen den Variablen des Standortes und dem Vorkommen der Art vorhergesagt werden (GUISAN & ZIMMERMANN 2000, GUISAN & THUILLER 2005). Solche Rastergitter, in denen sich erstens geeignete Standorte befinden und wo zweitens die Art, an der Interesse besteht, wirklich vorkommt, können als Orte mit

wahrscheinlichem Vorkommen natürlicher Standorte betrachtet werden, die die erhöhte Aufmerksamkeit der Naturschützer verdienen.

Aus den genauen Punktdaten kann an einem kleinen Muster des Gebietes auf ähnliche Weise auch das Vorkommen der Art im gesamten Gebiet, an dem Interesse besteht, vorhergesagt werden. Allerdings zeigt ein solcherart vorhergesagtes Vorkommen lediglich das Potential der Standorte, die Art zu beherbergen, an – und nicht ihre aktuelle Verbreitung.

Im Zusammenhang mit der Auswertung der einmalig gesammelten Daten muss noch erwähnt werden, dass das momentane Fehlen der Art nicht notwendigerweise einen ungeeigneten Standort indizieren muss, sondern nur ihre momentane Abwesenheit aufgrund der Metapopulationsdynamik der Art (HANSKI 1998), und dass im Gegenteil manche Vorkommen der Art nur ephemere (d. h. flüchtig, kurzlebig) sein können und deshalb nicht immer geeignete Standorte indizieren müssen.

Punktdaten mit Zeitaufzeichnung haben das Potenzial für eine Wiederholung der Aufzeichnung und können dann als Belege der Zeitdynamik des Vorkommens der jeweiligen Art dienen.

Ziel dieses Kapitels ist es, die Arten zu definieren, die das Potenzial haben, als Indikatoren einer natürlichen Umgebung oder bedeutsamer Standorte genutzt zu werden. Ferner geht es darum zu beschreiben, auf welche Art und Weise die Daten, die momentan bei den Verwaltungen beider Nationalparks verfügbar sind, zur Indikation wertvoller Standorte genutzt werden können.

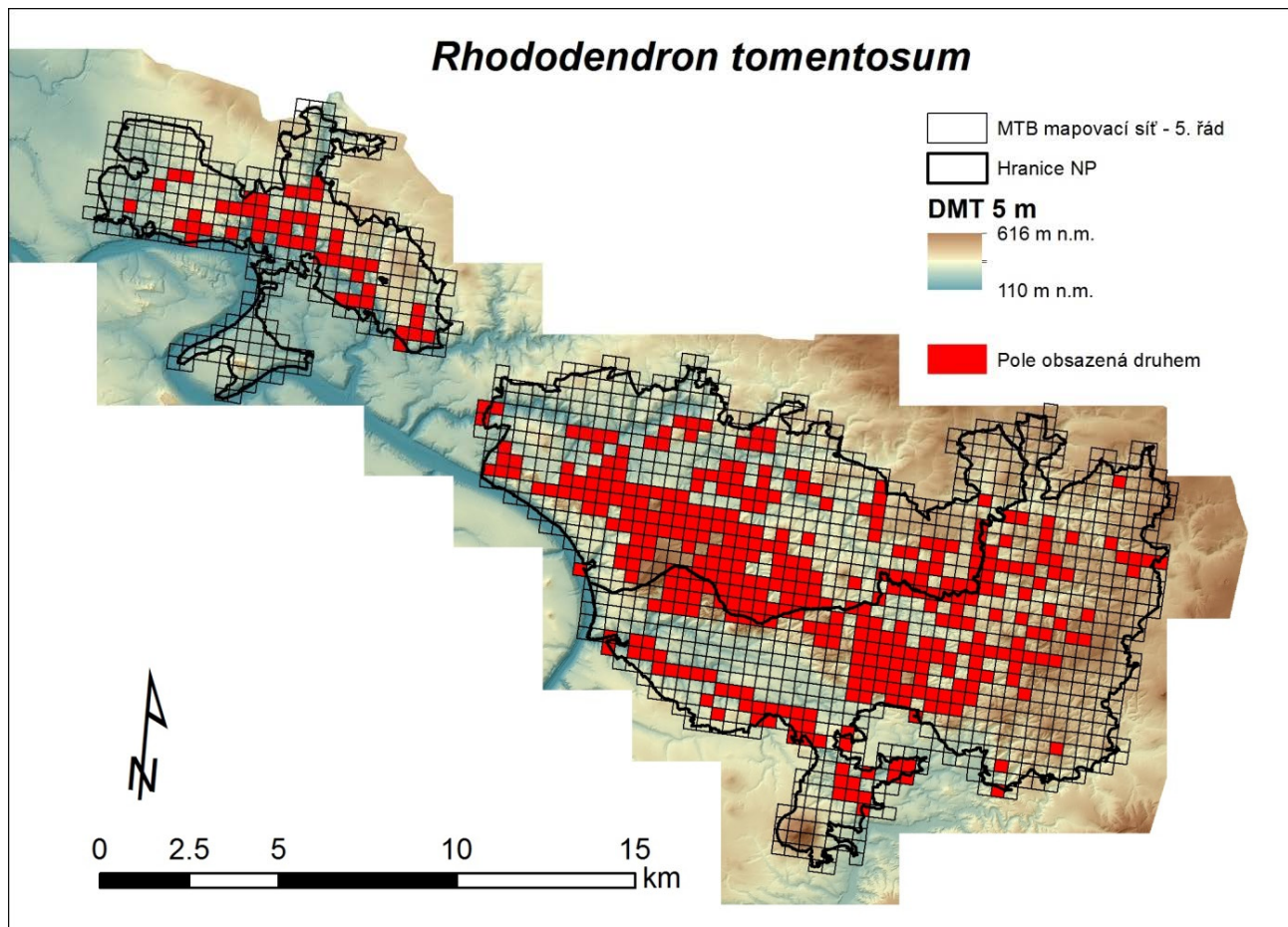


Abb. 1: Beispiel von Daten aus der Rasterkartierung für die Art (*Rhododendrum tomentosum*, ehemals *Ledum palustre*), vereinheitlicht für das gesamte grenzübergreifende Gebiet in einem Rastergitter mit 350 x 350 m.

3 Ausgewählte Indikatorarten und ihre typischen Standorte

Wir führen ausgewählte Indikatorarten oder Gruppen von Gefäßpflanzenarten an, die bedeutend für typische Standorte einer naturnahen Umgebung sind. Durch Kombination der Standorteigenschaften (z. B. von Tal und Schlucht), ermittelt aufgrund des Geländemodells (vgl. S. 3ff) sowie Angaben über die Verbreitung charakteristischer Pflanzenarten (ermittelt mit Hilfe von Punkt- oder Rasterkartierungen), können wir eine Vorstellung davon bekommen, wo auf dem Gebiet des Nationalparks naturnahe Standorte zu finden sind, die schützenswert sind.

3.1 Schluchten und Täler

Im Untersuchungsgebiet können nach Breite, Tiefe und Orientierung mehrere markante Typen unterschieden werden, die von einer spezifischen Artenzusammensetzung begleitet werden. Diese Arten kommen üblicherweise in den Bergen vor, hier sind sie jedoch Bestandteil der charakteristischen Standorte der Inversionslagen mit einem ausgeglichenen Temperaturverlauf sowie hoher Boden- und Luftfeuchtigkeit.

- 1) Breitere und längere bewaldete Täler mit größeren, ruhigen Fließgewässern und humosen Böden: Einige eher bergtypische Arten von *Aruncus vulgaris*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Silene dioica*, *Polygonatum verticillatum*, *Valeriana sambucifolia* und *Cirsium heterophyllum*.
- 2) Eng eingeschnittene, tiefe und felsige Schluchten mit größerem Fließgewässer (z. B. die „wilden“ unbauten Abschnitte der Flüsse Kamnitz und Kirnitzsch): bergtypische Art *Viola biflora*.
- 3) Schattige feuchte Täler mit kleineren Fließgewässern oder ohne Gewässer, mit sandigen durchlässigen sauren Böden, mit Fichten bewaldet (aber mit größter Wahrscheinlichkeit auch Standorte natürlicher Fichtenwälder oder Wälder, wo die Fichte wesentlich vertreten wäre): Auf ihrem Grund oder in den kleinen Seitentälern und Einschnitten, an Felshängen oder an deren Fuß: die bergtypische Art *Huperzia selago*. Für die Indikation eines typischen Standorts dieser Pflanze ist es erforderlich, nur größere stabile Populationen in Betracht zu ziehen, weil sich die Art aufgrund der leichten Sporen, mittels derer sie sich vermehrt, vorübergehend an vielen für das Sporophytenwachstum ungeeigneten Stellen befinden kann. In den gleichen Tälern, jedoch an humusreicheren Ufern kleiner Bäche findet sich *Equisetum pratense*.
- 4) Sehr nasse, wasserdurchtränkte schattige Schluchten mit fließendem Wasser oder Quellgebiet: An schlammigen Quellen, an Ufern eines Baches oder in deren Bachbett: *Chrysosplenium oppositifolium*.
- 5) Eng und tief eingeschnittene Schluchten mit stagnierendem Wasser, wasserdurchtränktem und torfigem Boden und mit Fichtenbestand: Kombination von Torfmoosen, *Lastrea limbosperma*, *Carex canescens*, *C. echinata*, *Agrostis canina* und *Viola palustris*, manchmal auch *Circaea alpina* (geschützte Art in der Kategorie C4 mit Verbreitungszentrum im Oreophytikum - kälteliebende Bergflora und im kühleren Mesophytikum).
- 6) sehr durchnässte, breite Täler oder Quellgebiete mit fließendem Wasser und mit humosem Boden, an den Ufern der Fließgewässer mit Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*), Esche und Fichte: bergtypische Art *Polygonatum verticillatum*, manchmal auch *Circaea intermedia*.

3.2 Felsgipfel

Felsgipfel stellen einen weiteren typischen, anhand von Umgebungsfaktoren klar definierten Standorttyp, dar.

- 1) Sonnenseitige Felsgipfel und felsige obere Hänge mit gut erhaltenen aufgelichteten Kiefernwäldern: *Spergula morisonii* (lediglich an sehr wenigen Standorten kartiert, höchstwahrscheinlich aufgrund dessen, dass sie leicht übersehen werden kann).
- 2) Nach Norden orientierte Felskanten des gesamten Sandsteinmassivs mit aufgelichteten Kiefernwäldern: *Empetrum nigrum*.
- 3) Feuchtere Partien von meist nach Norden (Nordosten bis Nordwesten) orientierten Felskanten und Oberhängen mit einer Vegetation, die ein relativ offenes Kronendach aufweist: *Rhododendron tomentosum* zusammen mit *Calluna vulgaris* und *Vaccinium vitis-idaea* bildet die spezifische Gemeinschaft *Ledo-Pinetum*. Im Hinblick auf die Empfindlichkeit des Sumpfporstes bezüglich des Maßes an Beschattung ist bei Managementeingriffen in der Baumschicht Vorsicht angesagt. Problematisch ist sowohl eine intensive Beschattung, als auch eine zu starke Auflichtung.

3.3 Hänge oder ausgedehnte Plateaus und Ebenen mit reicheren Böden

- 1) Hänge (und weniger häufig auch Plateaus und Ebenen) mit humosen und reichhaltigen Böden mit Resten von Laubbaumgemeinschaften von Ahorn und Linde: *Actaea spicata*, *Adoxa moschatelina*, *Daphne mezereum*, *Bromus benekenii*, *Pulmonaria obscura*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum multiflorum*.
- 2) Mineralreichere Substrate mit Buchenwäldern: *Festuca altissima*.
- 3) Basaltuntergrund: *Dentaria eneaphyllos*, *D. bulbifera* (weniger als die vorhergehenden Standorte an den Basaltuntergrund gebunden) und *Melica uniflora*.

3.4 Beschattete feuchte Felshänge und Täler

Beschattete Felssimse, feuchte blockhaltige Hänge und die unter ihnen befindlichen Partien mit Fichtenbestand, angereichert mit Buchen und Bergahorn: die bergtypische Art *Streptopus amplexifolius*.

3.5 Breite Nordhänge, südlich orientierte untere Hänge, breite wasserdurchtränkte Täler ohne größere Fließgewässer

Sehr verbreitete Standorte und Bestände, die durch die Anwesenheit dreier weiterer bergtypischer Arten charakterisiert werden könnten: *Trientalis europea*, *Blechnum spicant* und *Lycopodium annotinum*. *Trientalis* und *Blechnum* kommen bei der Rasterkartierung fast in allen Rastergittern mit Waldvegetation vor und einzelne Vorkommen können auch an völlig untypischen Standorten vermerkt sein. Für den Indikationsbedarf wäre es notwendig, ihre Häufigkeit und Vorkommensstabilität zu ermitteln, die die standardmäßige floristische Forschung allerdings nicht gewährleistet. Ihr Indikationswert ist deshalb sehr begrenzt. Die Art *Lycopodium annotinum* ist hingegen nur an 6 Standorten kartiert, so dass auch ihr Indikationswert gering ist (trotzdem sollten diese Standorte gerade wegen ihrer Seltenheit systematisch beobachtet werden).

4 Nutzung

Dank der langfristigen Aktivität von Botanikern sind Daten über die Verbreitung höherer Pflanzen für beide Nationalparke verfügbar. Die Daten unterscheiden sich allerdings in ihrer Positionsgenauigkeit. Für eine Nutzung zu Indikationszwecken sind von größter Bedeutung die Punktdaten. Diese können direkt in Kombination mit weiteren, aufgrund der Analyse eines Geländemodells entstandenen Indikatoren verwendet werden, wie z. B. die Spezifischen Standorte – wertvolle Schluchten (vgl. S. 3ff). So lassen sich typische, für die jeweilige Art, geeignete Standorte eingrenzen und zugleich weitere potenziell geeignete Standorte ihres Vorkommens vorhersagen (siehe Anhang Nr.1)

Der Großteil der Daten wurde durch Rasterkartierungen gewonnen (HÄRTEL, BAUER et al. 1997). Allerdings mit unterschiedlichen Kartierungsgittergrößen für verschiedene Arten. Zu Indikationszwecken können mit gewissen Einschränkungen nur die in den kleinsten Gittergrößen kartierten Daten genutzt werden, d. h. ca. 350 x 350m auf tschechischer und 250 x 250m auf deutscher Seite. Das Vorkommen einer bedeutenden Art oder noch besser die Anwesenheit mehrerer solcher Arten zusammen innerhalb einer Kartierungsfläche hat ebenfalls einen gewissen Indikationswert. Es zeigt, dass sich dort, innerhalb einer bestimmten, bereits konkreter abgegrenzten Fläche ein Standort befinden kann, der Aufmerksamkeit verdient.

Im Hinblick auf die gegliederte Struktur des Gebietes sind jedoch diese Aufzeichnungen positionsmäßig ungenau, d. h. die Art kann an vielen Standorten des Gitters entweder gar nicht vorkommen, oder im Gegenteil sie kann an Standorten in verschiedenen Teilen der Fläche vorkommen (Abbildung 2). Eine der Lösungen, wie die Schätzung des Vorkommens präzisiert werden kann, ist die ergänzende Geländeuntersuchung in Bezug auf das konkrete Vorkommen der Art in einem ausgewählten Ausschnitt des Gebiets. Aufgrund dieser neuen Angaben kann dann ein prädiktives Modell des Vorkommens der Art oder ihrer Standorte (Habitatmodell) vorhergesagt werden. Die Daten der Rasterkartierung kann man in diesem Fall zur Auswahl eines für die detaillierte Untersuchung geeigneten Gebietes, für die Validierung der Vorhersage und nicht zuletzt auch zur Einschränkung des vorhergesagten potenziellen Vorkommens in diesem Gebiet nutzen, wo die Art unter den gegenwärtigen geänderten Umweltbedingungen real nicht vorkommt.

Im Anhang 1 wird ein Beispiel einer solchen Vorgehensweise in Bezug auf die Art Sumpfporst (*Rhododendron tomentosum*) dargestellt.

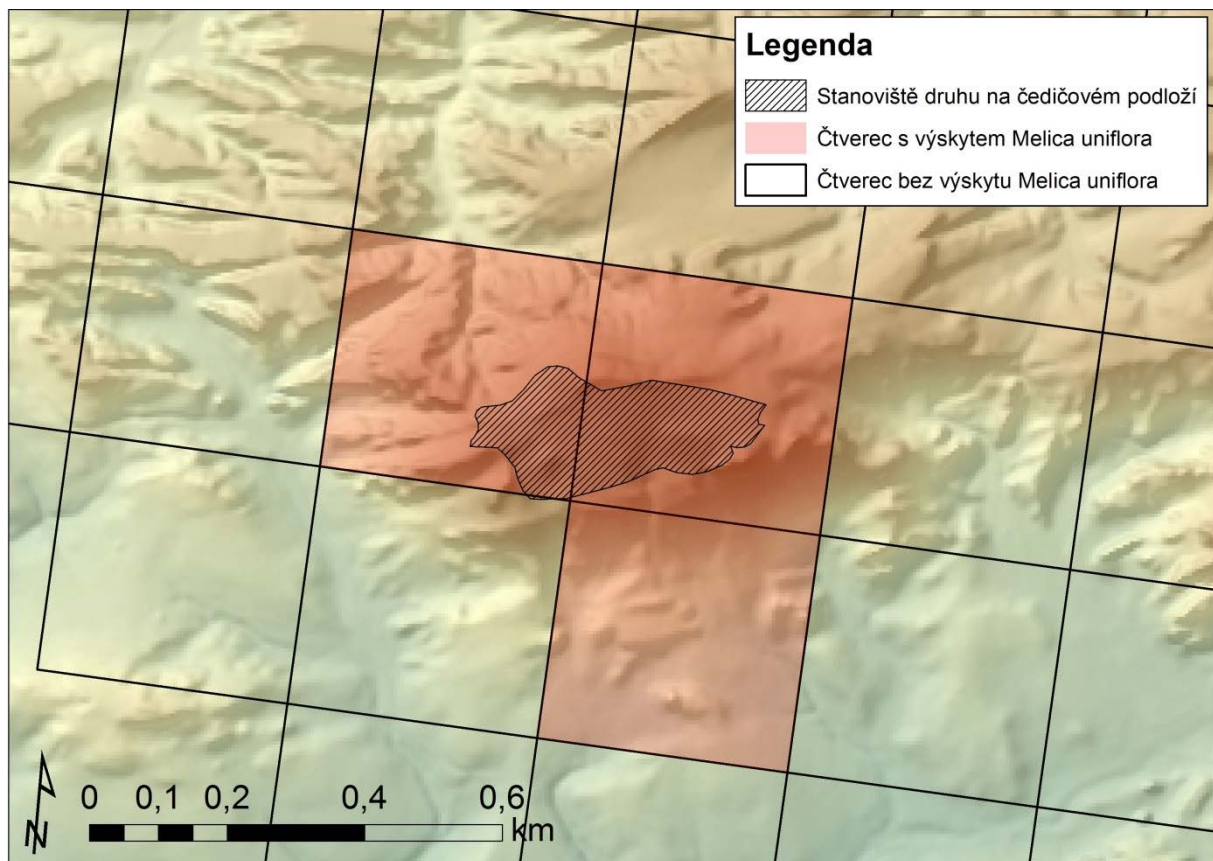


Abb. 2: Darstellung der räumlichen Ungenauigkeit beim Vorkommen einer Art in einem Rastergitter der floristischen Kartierung 350 x 350m. Die Art *Melica uniflora* kommt nur auf ertragreichen Böden vor, die auf Eruptivgestein (Basalt) entstanden sind. Habitate auf Basaltgestein/ Stanoviště druhu na čedičovém podloží; Rastergitter mit Vorkommen von *Melica uniflora*/ Čtverec s výskytem *Melica uniflora*; Rastergitter ohne Vorkommen von *Melica uniflora*/ Čtverec bez výskytu *Melica uniflora*

5 Literatur

- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. & Yates, C. J., 2010: A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, pp. 1–15.
- Guisan, A. & Thuiller, W., 2005: Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8, pp. 993–1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. E., 2000: Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, pp. 147–186.
- Härtel, H., Bauer, P. et al., 1997: Floristické mapování Chráněné krajinné oblasti Labské pískovce. Botanický ústav AV ČR, Průhonice, Správa CHKO Labské pískovce, Děčín, 22 p.
- Hanski, I., 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396, pp. 41–49.
- Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R., 2006: Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, pp. 231–259.
- Phillips, S. J. & Dudi, M., 2008: Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation, pp. 161–175.
- Svenning, J.-C., Fløjgaard, C., Marske, K. A., Nógues-Bravo, D. & Normand, S., 2011: Applications of species distribution modeling to paleobiology. *Quaternary Science Reviews* 30, pp. 2930–2947.

Anhang 1: Erstellung eines Vorhersagemodells zum Vorkommen einer Art am Beispiel des Sumpforstes (*Rhododendron tomentosum*).

Die Vorgehensweise bei dieser prädiktiven Modellerstellung zum Vorkommen einer Art (SDM) baut auf der Beschreibung der ökologischen Ansprüche der Art aufgrund der herrschenden Umweltbedingungen auf, die aus den Charakteristika der Standorte mit realen Vorkommen der Art abgeleitet werden. Es handelt sich also um eine Abschätzung der ökologischen Nische einer Art im Kontext der verwendeten Umweltparameter. Da es im begrenzten geographischen Umfeld nicht möglich ist, alle biotischen und abiotischen Faktoren, die das langfristige Überleben der Art bedingen, zu erfassen, stellt das erarbeitete Modell nicht die fundamentale Nische dar, sondern eine bestimmte Untermenge der Bedingungen, die sogenannte „realisierte Nische“. Das Modell geht von der Voraussetzung aus, dass die Population zur gegebenen Zeit im Gleichgewicht mit den Standortbedingungen ist, also dass die Präsenz der Art am Standort der Erfüllung aller unverzichtbaren ökologischen Faktoren entspricht. Obwohl das eigentliche Modell eine Projektion der Ansprüche der Art im „ökologischen Raum“ darstellt, wird es im Ergebnis im geographischen Raum als Potential der Eignung des Standortes für das Vorkommen der Art ausgedrückt (engl. *habitat suitability*).

Als Beispiel wird die Festlegung einer potenziellen Erweiterung der Indikatorart Sumpforst (*Rhododendron tomentosum*) im Gebiet beider Nationalparke mit Hilfe der prädiktiven Modellerstellung mit Hilfe der Methode MAXENT dargestellt.

Der Sumpforst ist eine geschützte Art, die jedoch im Gebiet beider Nationalparke relativ häufig vorkommt. Zusammen mit weiteren Arten bildet er eine spezifische Gemeinschaft von Sumpforst-Kiefernwäldern *Ledo Pinetum*, die in bedeutendem Maße zu einer Erhöhung der Vegetationsdiversität in diesem Gebiet beiträgt. Die verfügbaren Angaben über das Vorkommen der Art im beobachteten Gebiet (siehe Abb.1) sind im Hinblick auf die Kleinflächigkeit geeigneter Standorte nicht ausreichend detailliert. Aus diesem Grund kann ihre reale Verbreitung nicht bewertet werden. Die prädiktive Modellerstellung setzt sich zum Ziel, aufgrund der statistisch beschriebenen Beziehung zwischen Umweltfaktoren und dem Vorkommen einer Art potenziell geeignete Standorte ihres Vorkommens zu finden. Dieses Potential muss aus vielen Gründen nicht immer erfüllt werden, indiziert jedoch Standorte, die Aufmerksamkeit und eine weitere Erforschung des Geländes verdienen.

Das Modell der Verbreitung wurde mit Hilfe der Methode MAXENT (PHILLIPS et al. 2006, PHILLIPS & DUDI 2008, ELITH et al. 2010) erstellt. Diese Methode sagt die Verbreitung einer Art aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche vorher, abgeleitet aus den Angaben über ihr Vorkommen im jeweiligen Gebiet. Zur Gewinnung von Eingangsdaten wurde eine genaue geodätische Vermessung der einzelnen Mikropopulationen verwendet, die in 12 Untersuchungsgebieten mit einer Fläche von 0,133 km² durchgeführt wurden. Auf diesen Flächen erfolgte im Laufe der Jahre 2013 und 2014 eine genaue floristische Erkundung, mit dem Ziel einer Kartierung aller Standorte mit einem Artenvorkommen. Da der Sumpforst von strauchähnlichem Wuchs ist, bildet er oft einen sich vegetativ vermehrten Pflanzenbestand (Polykormone), welcher die Unterscheidung einzelner Exemplare voneinander erschwert. Im Falle von zusammenhängendem Bewuchs wurden so die mittleren Teile der Populationen zur Kartierung verwendet. In solch einem Fall wurde zufällig eine maximale Ausdehnung der Fläche auf 10m² festgelegt. Eine sehr wichtige Entscheidung im Hinblick auf die Zuverlässigkeit der prädiktiven Fähigkeiten des Modells war die Auswahl der Gebiete, in denen die Daten über das Vorkommen gesammelt wurden. Die Auswahl wurde anhand einer floristischen Erkundung (HÄRTEL et al. 1997) und den dabei gewonnenen Angaben über das Vorkommen der Art getroffen und berücksichtigte das verwendete Kartierungsraaster (ca. 350 x 350m). Mit Hilfe einer Analyse der topographischen Variabilität des gesamten Gebiets des Nationalparks Böhmisches Schweiz (NPČŠ) wurden im Umkreis von 1 Kilometer zwei Hauptgradienten der Umgebung identifiziert, die durch das gewählte Stichprobenverfahren - in ihrer gesamten Breite in das Modell einbezogen wurden. Es handelte sich um die Höhe über dem Meeresspiegel und den Höhenunterschied zum Grund des Tals (Parameter „Vertical distance to channel lines“). Im Rahmen dieser Umweltgradienten wurden 12 Gitter der Rasterkartierung ausgewählt, die eine eventuelle Variationsspanne der Werte abdecken. Die Variabilität der Umweltbedingungen bewegte sich auf einer 10m-Skala und wurde anhand von Gittern aus der floristischen Erkundung erfasst. Es handelt sich um Parameter, die sich in Abhängigkeit von der Konfiguration des Sandstein-Mesoreliefs (Schluchten/Ebenen) ändern und die mit einer Änderung der Hangorientierung (Heatload index), der Größe des Einzugsgebietes (Topographic wetness index) und der Höhe der Felsen (TPI index, Skyview) verbunden sind; siehe Übersicht der topographischen Parameter im Beitrag „Spezifische Standorte – wertvolle Schluchten“, S. 5, Tabelle 1.

Für die Vorhersage zum Vorkommen von *Rhododendron tomentosum* verwendete Umweltfaktoren

Die Methode MAXENT ermöglicht die Vorhersage zur geographischen Verbreitung einer Art; die Verbreitung wird aufgrund der Begrenzung durch Umweltbedingungen geschätzt, die von der jeweiligen Art für ihr Wachstum erforderlich sind. Die Auswahl relevanter Parameter, die sich auf die ökologischen Ansprüche der Art beziehen, ist also eine grundlegende Voraussetzung für die Vorhersagefähigkeit des Modells. Bei ihrer Auswahl ist es unabdingbar, Kenntnisse über die ökologischen Eigenschaften der Art im jeweiligen Gebiet anzuwenden. Die meisten Faktoren, die direkten Einfluss auf das Wachstum der Art haben (z. B. pH-Wert, Verfügbarkeit von Nährstoffen, Wasser, Licht) liegen jedoch nicht als kontinuierlich gemessene Werte vor. Die einzige Möglichkeit besteht darin, die stellvertretenden Faktoren zu nutzen, die mit den Realwerten in einem hohen Maße korrelieren.

Für die Erstellung des Modells wurden Umweltfaktoren verwendet, die mit den wichtigsten Standortansprüchen des Sumpfpforsts korrelieren; dies ist die Verfügbarkeit von Licht und zugleich hoher Bodenfeuchte. Ihre relativen Werte kann man mit Hilfe eines detaillierten Höhenmodells des Geländes (DTM) abschätzen. Ausgeschlossen wurden hingegen Faktoren, die auf größeren Raumskalen wirken, wie klimatische Charakteristika und geologische Eigenschaften des Untergrundes. Der Grund für diesen Schritt ist deren hohe Uniformität im erkundeten Gebiet, die einerseits durch die räumliche Auflösung (verfügbare klimatische Daten) oder die relativ homogene Struktur gegeben ist (Geologie). Von den potenziellen Faktoren wurden auch diejenigen stark korrelierten Variablen ausgeschlossen, die eine klare ökologische Interpretation der Ergebnisse unmöglich machen.

Ökologische Interpretation der ausgewählten verwendeten Umweltfaktoren

Total insolation – die Menge an auftreffender Solarstrahlung am gegebenen Standort, die durch die Neigung des Hanges, seiner Orientierung gegenüber den Himmelsrichtungen, Beschattung der diffusen Strahlung durch das umgebende Gelände und atmosphärische Charakteristika gegeben ist. Indirekt abgeschätzt wird damit das Feuchtigkeitsregime des Standortes, weil eine Erhöhung der Zufuhr von Sonnenenergie ein Anwachsen der Evapotranspiration bewirkt, also der summarischen Menge von verdunstetem Wasser von der Erdoberfläche und der Vegetationsdecke.

Diurnal Anisotropic Heating – Index des Wärmegenusses, der aufgrund der Morphologie die Wärmebilanz des Standorts beschreibt. Ähnlich wie der Faktor *Total insolation* wird damit ebenfalls das Feuchtigkeitsregime des Standortes abgeschätzt.

Sky view – das Maß an Überschattung der Himmelshalbkugel durch die umgebende Form des Geländereiefs. Niedrige Werte bedeuten die Anwesenheit eines Hindernisses, das die Aussicht auf den Himmel verdeckt. In einer Sandsteinlandschaft sinkt der Wert des Faktors mit wachsender Höhe der Felsen und zunehmender Geschlossenheit des Tales. Für den Sumpfpforst besteht die ökologische Bedeutung dieses Parameters v.a. in der Korrelation mit dem verfügbaren Licht.

Topographic position index 30m (TPI) – eine Klassifizierungsmethode, die die Identifizierung der Form des Reliefs auf der Grundlage von DEM ermöglicht. Der Algorithmus ermittelt den Unterschied zwischen der Höhe über dem Meeresspiegel der konkreten Zelle im DGM und gegenüber dem Durchschnitt in der gewählten Umgebung (hier bei einer Gittergröße von 30 x 30m). Eine positive Abweichung bedeutet eine höhere Lage über dem umgebenden Gelände, und umgekehrt. Die Methode ist abhängig von der ausgewählten Raumskala. Bei der Anwendung einer 30 x 30m Umgebung werden in den Bedingungen eines Sandsteinreliefs Felsen und Felskanten identifiziert. Die ökologische Interpretation hängt mit den Eigenschaften des Bodens zusammen, der an den Stellen mit einem hohen TPI-Wert sehr flach und sandig ist. Der Faktor korreliert auch in hohem Maße mit der gegenwärtigen Vegetationsdecke; dies sind Baumbestände mit überwiegend Gemeiner Kiefer (*Pinus sylvestris*).

Valley depth – die Tiefe des Tals beschreibt zu einem gewissen Maße die Möglichkeit des Auftretens von Wärmeinversionen, die am wahrscheinlichsten in den tief eingeschnittenen Tälern sind. Der Sumpfpforst ist keine typische, an kühlere klimatische Bedingungen gebundene Bergart, sondern kommt im Mesophytikum vor. Dennoch kann eine bestimmte Bindung an kühleres Klima vorausgesetzt werden, denn in der Tschechischen Republik verläuft die südliche Grenze seiner Verbreitung.

Vertical distance to channel lines – gibt die Position des Punkts über einem theoretischen Netz von Wasserläufen an, die ein bestimmtes Einzugsgebiet entwässern. Es wird der Höhenunterschied gegenüber dem Grund des Tals beschrieben, was die Exponiertheit des jeweiligen Standortes charakterisiert. Ein Zusammenhang mit der Ökologie der Art besteht v.a. durch die Beschattung des Kronendaches der Bäume, was ihr mögliches Vorkommen grundlegend limitiert. Befindet sich der Standort in einer höheren Lage als das Kronendach der Baumschicht, so wird sie von ihr nicht beschattet. Das angeführte Prinzip funktioniert jedoch nur bei einer ideal entwickelten Form der Sandsteinschlucht mit flachem Grund, umgrenzt von senkrechten Felswänden.

Topographic wetness index – gibt das Potenzial höherer Bodenfeuchtigkeit an, die von der Größe des Einzugsgebietes der jeweiligen Zelle im DGM abhängig ist. Der Sumpfporst ist eine feuchtigkeitsliebende Art, die in Torfmooren wächst. Deshalb ist es angebracht, seine Affinität zu Flächen mit höherem Gehalt an Bodenfeuchte, ggf. zum vernässten Bodenprofil vorauszusetzen. Leider kann im Sandsteinrelief dieser Parameter nur erhöhte Feuchtigkeit am Grund von Schluchten zuverlässig erfassen, übersieht jedoch feuchte Standorte, die abhängig von einer spezifischen Morphologie des Geländes sind. Das sind z. B. vernässte Felskanten, an denen eine zusammenhängende Bodendecke und die konvexe Form des weniger durchlässigen Sandsteinuntergrundes zu einer lateralen Bewegung des Wassers durch Bodenporen führt und dieses bis zu einer Felskante an einer senkrechten Wand fließt und austritt.

Ergebnisse der Modellerstellung und ihre Nutzung

Die Fähigkeit zur Vorhersage des Modells wurde anhand mehrere Verfahren validiert:

- 1) Cross-Validierung anhand einer Datei genau vermessener Vorkommen, die nicht für die Parametrisierung des Modells verwendet wurden
- 2) Das Gewicht der einzelnen Parameter (Variablen) wurde mittels der Resampling-Methode *Jackknife* ausgewertet
- 3) durch eine Überprüfung im Gelände anhand von Daten außerhalb der Trainingsgebiete
- 4) durch Vergleichen mit einer radiokohlenstoffdatierten fossilen Aufzeichnung über das historische Vorkommen der Art. Die letztgenannte Weise zielte auf das Testen der Stabilität der ökologischen Nische der Art über die Zeit sowie auf das Gleichgewicht ihres Vorkommens mit der Umwelt ab; dies sind grundlegende Voraussetzungen für die prädiktive Modellerstellung (SVENNING et al. 2011). Mit Hilfe der Radiokohlenstoffdatierung sowie der Identifikation von Blütenstaubkörnern der Art wurde eine retrospektive Aufzeichnung ihres Vorkommens an mehreren Standorten erstellt, die dann mit dem prädiktiven Modell verglichen wurde.

Die Analyse der Gewichtung der einzelnen Faktoren hat klar gezeigt, dass die größte Menge an unabhängigen Informationen vom Parameter **Direct insolation** beigesteuert wurde, d. h. von der Abschätzung des Wärme- und Feuchtigkeitsregimes. Die Verfügbarkeit von Licht war auch in anderen Parametern beinhaltet, die jedoch zu einem geringeren Anteil eingingen. Hier gibt es eine Möglichkeit zukünftiger Verbesserung für die Vorhersagemöglichkeiten des Modells durch Verwendung eines Parameters, der besser das gegenwärtige Kronendach und somit auch die Verfügbarkeit von Licht für diese lichtliebende Art abschätzt.

Das prädiktive Modell der Verbreitung der Art *Rhododendron tomentosum* kann v.a. beim Planen von Forsteingriffen genutzt werden. Die Art selbst ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht direkt vom Aussterben bedroht, da die Anzahl seines Vorkommens im Gebiet relativ hoch ist. Da er jedoch den seltenen und für das Gebiet des Nationalparks charakteristischen Sumpfporst-Kiefernwald *Ledo-Pinetum* indiziert, so kann jeder Eingriff in die Artenzusammensetzung der Baumschicht diesen Vegetationstyp gefährden. Gleichzeitig kann das potenzielle Vorkommen dieser Indikatorsart zur Wiederherstellung einer Artengemeinschaft genutzt werden, an Stellen die in der Vergangenheit von der Umwandlung in Fichtenmonokulturen betroffen waren. An solchen Orten ist es wünschenswert, durch pflegende Eingriffe die Artenzusammensetzung der Bestände wieder zu diesem Vegetationstyp zurück zu lenken.

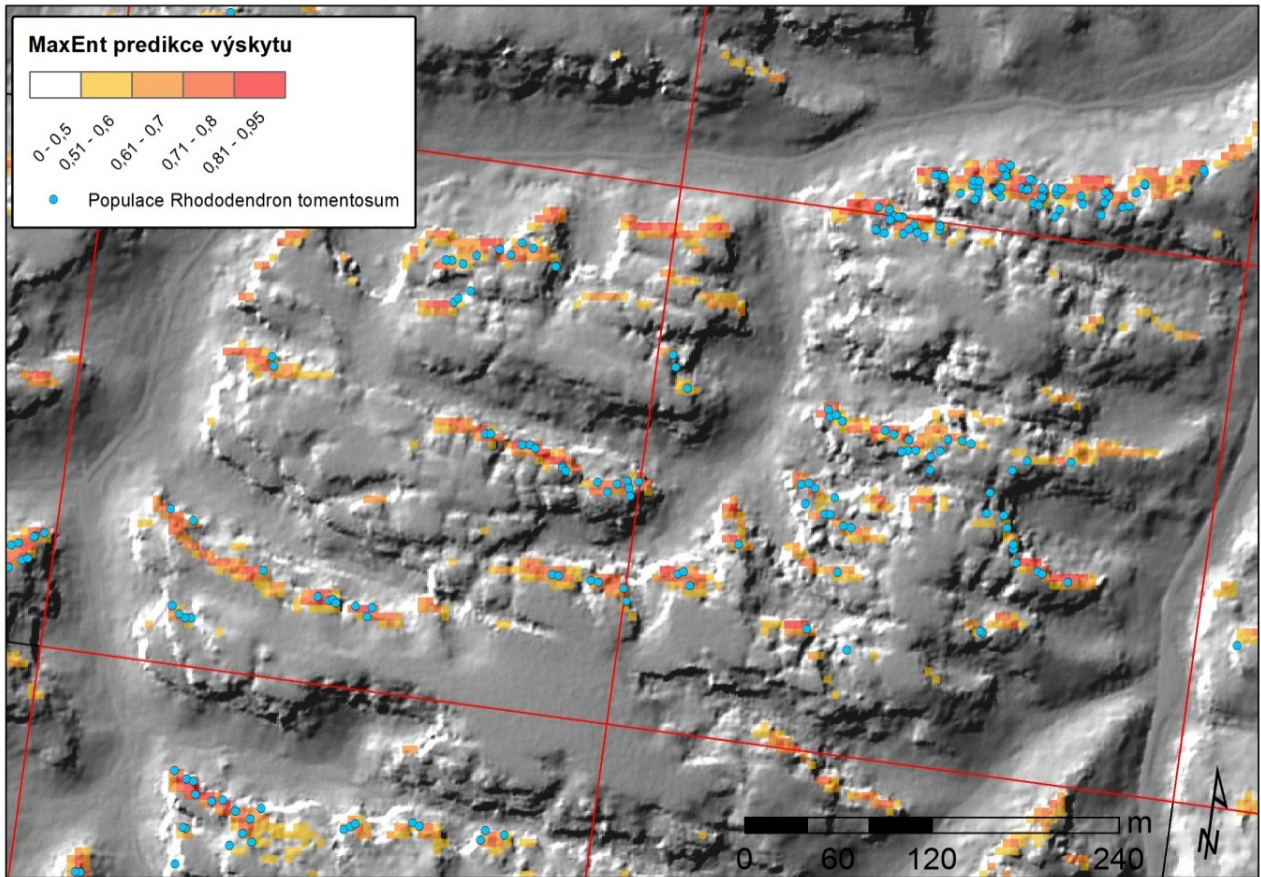


Abb. 1: Vergleich des potenziellen Vorkommens des Sumpfporstes (*Rhododendron tomentosum*), ermittelt mit der Methode MAXENT (rot) und seiner realen Verbreitung. Die hervorgehobenen Quadrate der Rasterkartierung grenzen das Gebiet mit vollständig dargestellten Populationen der Art ein.

Indikatorarten der höheren Pflanzen – invasive Arten

Věroslava Hadincová & Jan Wild

1 Begriffsdefinition

Kartierte Vorkommen von krautigen Arten invasiver Pflanzenarten: *Impatiens glandulifera*, *Reynutria japonica*, *Reynutria sachalinensis*.

2 Motivation

Das Vorkommen ausgewählter invasiver Pflanzenarten ist an ortstypische abiotische Charakteristika der Umwelt gebunden. Die Anwesenheit dieser Arten weist auf eine Störung der natürlichen Pflanzengemeinschaften an diesen Standorten hin.

Für Angaben über das Vorkommen invasiver Pflanzen gilt beinahe dasselbe wie für die Angaben über das Vorkommen natürlicher Artengemeinschaften. Sie werden meist in den gleichen Rastergittern kartiert und die erforderlichen genauen Punktvorkommen mit Zeitangabe sind eher eine Ausnahme. Für eine detaillierte Beschreibung der Daten wird deshalb auf den Beitrag „Indikatorarten höhere Pflanzen – natürliche Pflanzengemeinschaften“ (vgl. S. 23ff) verwiesen. Dies gilt analog für weitere Informationen über die prädiktive Modellerstellung des Vorkommens einer Art oder potenziell geeigneter Standorte (siehe S. 28, Anhang 1). Vom methodischen Standpunkt her ist allerdings bei den invasiven Arten eine grundlegende Voraussetzung der prädiktiven Modelle nicht gegeben, und zwar das Gleichgewicht der Population mit den Standortbedingungen. Aus zahlreichen Gründen, z. B. bei einer grenzwertigen Verbreitung, sind nicht alle geeigneten Standorte besetzt und das in wesentlich größerem Maße als bei den ursprünglichen Arten. Das Risiko einer Fehlinterpretation bei Abwesenheit der Art als Indikator für einen ungeeigneten Standort ist so viel größer und muss bei der Auswahl der statistischen Methode und bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Geeignet sind wiederum Methoden, die nur mit der Anwesenheit der Art arbeiten, wie z. B. MAXENT und ENFA (HIRZEL et al. 2002, PHILLIPS & DUDIK 2008).

3 Ausgewählte Indikatorarten und ihre typischen Standorte

Es wurden 3 Indikatorarten invasiver krautiger Arten ausgewählt, die für typische Standorte rund um größere Wasserläufe auf dem Gebiet beider Nationalparke bedeutend sind: *Impatiens glandulifera*, *Reynutria japonica*, *Reynutria sachalinensis*. Alle diese Arten sind auf der Ebene des Kartierungsrasters mit einer Größe von 350 x 350m auf tschechischer Seite und 250 x 250m oder punktgenau auf deutscher Seite verzeichnet. Das Management dieser Arten auf dem Gebiet der Nationalparke ist sehr problematisch, weil sie sich in den meisten Fällen durch Wasserläufe verbreiten, die aus dem Gebiet außerhalb der Nationalparke zufließen. Ihre Verbreitung kann man nur schwer ohne die Zusammenarbeit mit den umgebenden Regionen, d. h. mit dem Landschaftsschutzgebiet Lausitzer Gebirge (CHKO Lužické Hory) und dem Landschaftsschutzgebiet Elbsandsteingebirge (CHKO Labské Pískovce) und ohne die Zusammenarbeit beider Nationalparke eindämmen.

Impatiens glandulifera

Sie kommt entlang größerer Wasserläufe und in deren Flussauen vor. Auf dem Gebiet des Nationalparks Böhmisches Schiefergebirge ist diese Art in allen Kartierungsgittern entlang des Flusses Kamenice (Kamnitz) und in einigen Kartierungsgittern entlang des Flusses Křinice (Kirnitzsch) und des Baches Brtnický potok (Zeidelsbach) zu finden. Diese Art ist fähig, dichten und hohen Bewuchs zu bilden und den Charakter der Ufervegetation völlig zu verändern. Im Nationalpark Sächsische Schweiz kommt die Art am häufigsten entlang der tschechischen Grenze, am Fluss Křinice (Kirnitzsch) und ihren Zuflüssen. Da die Křinice (Kirnitzsch) von der tschechischen Seite in die deutsche Seite des Nationalparks einfließt und an dieser sowohl auch an deren Zuflüssen auf der tschechischen Seite einige Standorte zu finden sind, wird es in diesem Falle erforderlich sein, dieser Art auch auf der tschechischen Seite mehr Aufmerksamkeit zu widmen, damit die Samen nicht in den deutschen Teil gespült werden, wo die Art schon aus dem Bewuchs beseitigt worden ist.

Reynutria japonica

Sie kommt entlang größerer Wasserläufe und in deren Flussauen vor. Auf dem Gebiet des Nationalparks Böhmisches Schweiz ist sie in allen Kartierungsgittern entlang des Flusses Kamenice (Kamnitz) zu finden. Ähnlich wie die vorhergehende Art ist sie imstande, dichten und hohen Bewuchs zu bilden und den Charakter der Ufervegetation völlig zu verändern. Im Unterschied zur tschechischen Seite ist diese Art im deutschen Teil nicht in vielen Kartierungsgittern (ca. 15) verzeichnet, doch wird sie relativ häufig in der Umgebung der Nationalparkgrenze erfasst. Hier ist es erforderlich, der Frage Aufmerksamkeit zu widmen, ob Standorte außerhalb des Nationalparks an örtlichen Wasserläufen liegen, die flussabwärts zu einer Invasionsquelle werden.

Reynutria sachalinensis

Die Art wurde in der Rasterkartierung auf der tschechischen Seite nur einmal verzeichnet, und das auf einer Fläche bei Kytov (Khaa); darum sollte es in diesem Teil kein Problem sein, die Art aus dem Gebiet zu entfernen, falls dies nicht schon geschehen ist. Im Nationalpark Sächsische Schweiz wurde die Art in zwei Lokalitäten an der Grenze der Tschechischen Republik in der Nähe des Flusses Křinice (Kirnitzsch) verzeichnet und falls sie hier noch nicht beseitigt worden ist, wäre es notwendig einzugreifen, da diese Standorte sonst zu einer Quelle der weiteren Verbreitung flussabwärts werden können. An weiteren Standorten im Nationalpark Sächsische Schweiz und seiner Umgebung ist es notwendig, in erster Linie den Bereichen an Wasserläufen Aufmerksamkeit zu widmen, die ins Innere des Nationalparks fließen. Im Hinblick darauf, dass die Art auf der tschechischen Seite fast gar nicht vorkommt, ist in diesem Falle ein Zusammenwirken von Schutzmaßnahmen beider Seiten nicht zwingend erforderlich.

4 Nutzung

Da es bei diesen Arten offensichtlich ist, dass sie in erster Linie an Wasserläufen entlang vorkommen, kann man zur Bewertung ihres Vorkommens mit großer Zuverlässigkeit die Rasterkartierung benutzen. Aus den Kartenunterlagen lassen sich Gebiete außerhalb der Nationalparke ausfindig machen, mit denen es erforderlich ist zusammenzuarbeiten, damit diese invasiven Arten nicht wiederholt in die Nationalparke eingebracht werden. Weiter ist es aus den Kartierungen möglich zu ermitteln, für welche Arten und an welchen Stellen ein Zusammenwirken beim Management notwendig ist.

Für die Nutzung der Kartierungen kann jedoch problematisch sein, dass diese Unterlagen nicht ganz aktuell sind; insbesondere auf der tschechischen Seite sind in den Karten weder Neufunde, noch die Abschnitte, wo diese Arten schon reduziert wurden, verzeichnet.

Die Entwicklung der Waldbestände seit 1840/42

Ulrike Seiler

1 Zielstellung

Im folgenden Beitrag werden Indikatoren vorgestellt, die zur Bewertung der Kontinuität der Waldbestände und ihrer Entwicklung verwendet wurden. Die intensiven Nutzungseingriffe in der Vergangenheit, die Wechsel verschiedener Waldbaustrategien und die frühzeitigen Schutzbemühungen für Teilbereiche der Landschaft haben sich auf das Waldbild und den heutigen Zustand des Waldes in der Nationalparkregion nachhaltig ausgewirkt und spiegeln sich u. a. in der Artenzusammensetzung und der Altersstruktur der Waldbestände wider. Altersklassenwald, Dominanz der Fichte, gebietsfremde Baumarten, Verlust von Weiß-Tanne und Eiche kennzeichnen das gegenwärtige Waldbild.

Für die Analysen zur Entwicklung der Waldbestände wurden Datengrundlagen verwendet, die eine flächengenaue Rekonstruktion des Waldzustandes, die räumliche Anordnung und strukturelle Zusammensetzung der Wälder für bestimmte historische Zeitpunkte ermöglichten. Es standen neben den aktuellen Daten zum Waldbestand aus den Jahren 2007 (NP Böhmisches Schweiz) und 2014 (NP Sächsische Schweiz, Erhebungsjahr 1998) vergleichbare Informationen grenzübergreifend für die Zeitpunkte 1840/1842 und 1920/1924 als Vektordaten zur Verfügung.

- NP Sächsische Schweiz: 1842 – 1924 – 2014 (1998)
- NP Böhmisches Schweiz: 1840 – 1920 – 2007

Die Entwicklung der Waldbestände in den Nationalparks wird seit deren Gründungen im Jahr 1990 (NP Sächsische Schweiz) bzw. 2000 (NP Böhmisches Schweiz) durch Pflegemaßnahmen, die der Etablierung von Mischbeständen und dem Artenschutz dienen, begleitet. Diese gezielten Eingriffe umfassen vor allem naturferne Flächen, die mittelfristig den Naturzonen zugeordnet werden sollen. Für den Nationalpark Sächsische Schweiz standen entsprechende Daten für den Zeitraum 1998 – 2013 zur Verfügung.

2 Datengrundlagen

Als Datengrundlagen für die Erfassung der historischen Zeitpunkte wurden die Karten zur Forsteinrichtung verwendet, die im Rahmen des Ziel3/Cil3 Projektes *Historische Waldentwicklung* digital aufbereitet und als Vektordaten (z. B. 1842_NP.shp) generiert wurden. Für die sächsische Seite sind die Daten verfügbar beim Staatsbetrieb Sachsenforst (FGIS_online) und für die böhmische Seite bei der NLPV in Krasná Lipá.

Die aktuellen Daten zum Waldbestand und zu Pflegeeingriffen im NP Sächsische Schweiz wurden aus der Forstgrundkarte und den entsprechenden Sachdaten (WIS/Walddatenspeicher Sachsen, Tabelle Baumartenzeile und Tabelle Vollzug) generiert. Für den NP Böhmisches Schweiz wurden die aktuellen Daten zum Waldbestand von der NLPV in Krasná Lipá bereitgestellt.

Die Abgrenzung der ehemaligen Schutzgebiete im NP Sächsische Schweiz wurden als Vektordaten von der NLPV in Bad Schandau zur Verfügung gestellt und ergänzt (NSG Polenztal 1940). Diese Waldflächen bilden heute überwiegend die Naturzone A. Sie weisen auf Grund ihrer längeren Unterschutzstellung einen naturnäheren Zustand auf und können als Referenz bei der Bewertung der Ergebnisse verwendet werden.

Tab. 1: Übersicht Datengrundlagen

Nationalpark Böhmisches Schweiz	Nationalpark Sächsische Schweiz
BS_1840.shp	1842_NP.shp
BS_1920.shp	1924_NP.shp
BS_2007.shp	2014_AK_BA.shp
	Eingriffe_1998.shp
	fnd_nlp.shp
	nsg_nlp.shp
	reservate_nlp.shp

2.1 Dateninhalte und -qualität

Einschränkungen in der Datenqualität ergeben sich für die historischen Daten aus dem Alter der Kartengrundlagen, das zu Lageungenauigkeiten der Objekte führen kann. Bei der Erfassung der Karteninhalte im GIS (vgl. Methode des Rückwärtigen Editierens) konnten diese Fehler allerdings weitgehend beseitigt werden. Die Inhalte der Karten variieren zwischen den erhobenen Zeitschnitten und dienen in der Vergangenheit ausschließlich der Kontrolle des Waldzustandes zur nachhaltigen Rohstoffnutzung. Die Erfassung und Beobachtung ökosystemarer Abläufe erfolgte lediglich unter ökonomischen Gesichtspunkten, so dass die Karteninhalte die thematische Tiefe gegenwärtiger Erhebungen (Walddatenspeicher, Permanente Stichprobeninventur) nicht erreichen. Für den Nationalpark Böhmisches Schweiz wurden die Karteninhalte bei der digitalen Erfassung durch die Angaben in den jeweiligen Wirtschaftsplänen ergänzt. Diese Dokumente stehen für die sächsische Seite nur für den ältesten Zeitschnitt von 1842 zur Verfügung, sind bislang aber nicht digital erfasst.

Für die Analysen standen folgende Dateninhalte zur Verfügung:

- NP Sächsische Schweiz
 - Baumartenzusammensetzung:
 - 1842 Nutzholzgruppen, Angaben zu Mischbaumarten
 - 1924 Baumartengruppen, keine Angaben zu Mischbaumarten, Angaben zur Verjüngung, Nonnenbefall, Bonität
 - Altersangaben:
 - 1842 Nutzungsperioden (1 – 5), Klasse 1 = über 80 Jahre
 - 1924 Altersklassen (1 – 6), Klasse 1 = 01-20 Jahre
- NP Böhmisches Schweiz
 - Baumartenzusammensetzung:
 - 1840 Baumartengruppen, Angaben zu Mischbaumarten (in %)
 - 1920 Baumartengruppen, Angaben zu Mischbaumarten (in %)
 - Altersangaben:
 - 1840 tatsächliches Alter
 - 1920 tatsächliches Alter

Die aktuellen Daten zu Baumarten- und Alterszusammensetzung der Waldbestände stammen für die böhmische Seite aus dem Jahr 2007. Die Informationen aus dem Walddatenspeicher Sachsen für den Nationalpark Sächsische Schweiz beziehen sich auf das Erhebungsjahr 1998 und werden seither fortgeschrieben (Altersangaben, Pflegeeingriffe). Eine Aktualisierung erfolgt dagegen nicht, z. B. werden bei einer Pflanzung von Weiß-Tanne im Bestand (Tabelle Vollzug) diese Informationen nicht in die Tabellen Baumartenzeile und Bestandesschicht übernommen.

3 Arbeitsschritte

3.1 Datenaufbereitung und Analyse

3.1.1 Entwicklung der Altersklassenzusammensetzung

Die Altersangaben in den verschiedenen Zeitschnitten wurden aneinander angepasst, um inhaltlich miteinander vergleichbar zu sein. So wurden im ältesten Zeitschnitt (1842) für den sächsischen Teil die Nutzungsperioden in Altersklassen überführt:

Tab. 2: Anpassung der Altersangaben

<i>Nutzungsperiode</i>	<i>Altersklasse</i>	<i>Altersangaben</i>
1	5	über 80 Jahre
2	4	61 – 80 Jahre
3	3	41 – 60 Jahre
4	2	21 – 40 Jahre
5	1	01 – 20 Jahre

Für den böhmischen Teil wurden die detaillierten Angaben entsprechend den Altersklassen 1 – 5 für beide historische Zeitschnitte zusammengefasst. Für die aktuellen Daten erfolgte ebenfalls eine Gruppierung in die Klassen 1 – 5.

Analyse

Für jeden Zeitschnitt wurden die Flächenanteile der 5 Altersklassen berechnet und im folgenden Diagramm (Abbildung 1) gegenübergestellt.

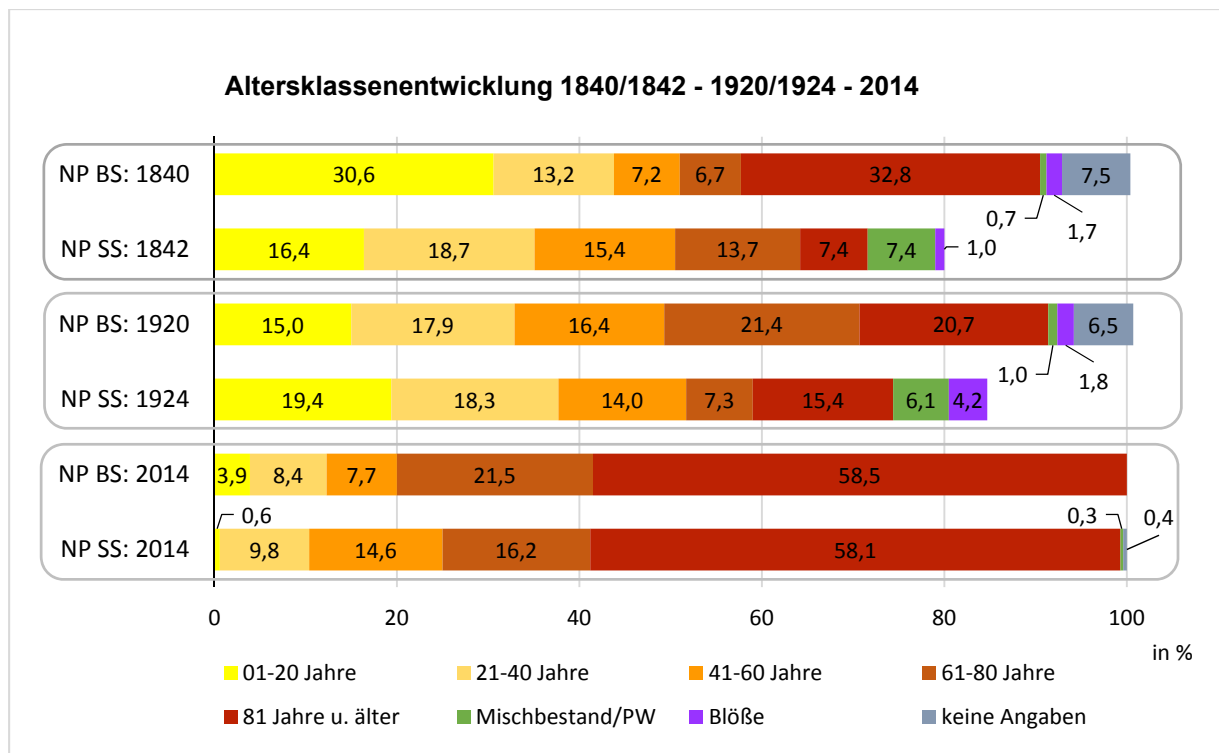


Abb. 1: Altersklassenentwicklung 1840/42 – 1920/24 – 2014 (Diagramm A)

Die aktuelle Alterszusammensetzung der Wälder ist im Diagramm (Abbildung 2) für die Böhmischeschweizerische Schweiz dargestellt.

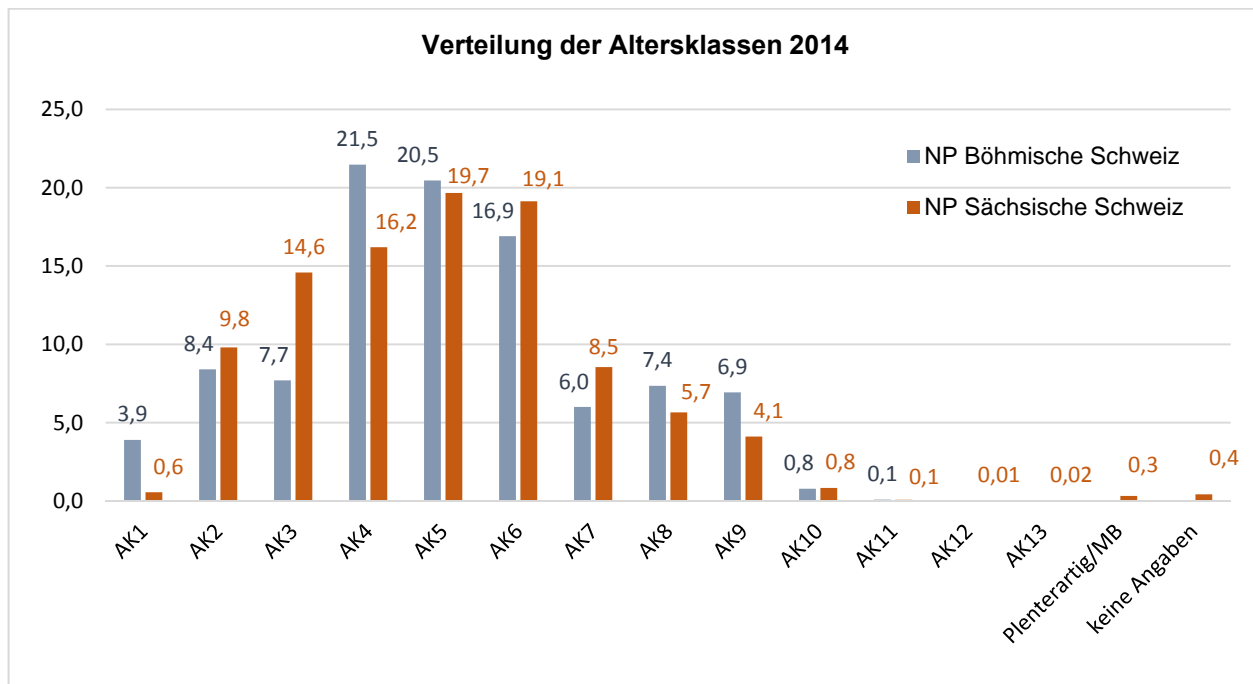


Abb. 2: Verteilung der Altersklassen 2014 (Diagramm B)

Das aktuelle Bestandesalter ging in die Bewertung ein, als Indikator für die Kontinuität des Bestandes und die Dauer der Nichtnutzung im Kahlschlagverfahren mit vollständiger Räumung des Bestandes. Anzumerken ist dabei, dass in nahezu allen Beständen regelmäßig Eingriffe und Holzentnahmen in der Vergangenheit erfolgten, so dass in keinem Fall vom Alter des Bestandes auf eine völlig ungestörte Entwicklung geschlossen werden kann. Die Annahme, dass die ältesten Bestände im Nationalpark Sächsische Schweiz in den ehemaligen Totalreservaten der alten Naturschutzgebiete und den Flächennaturdenkmälern zu finden sind, wurde überprüft und bestätigt.

In die Bewertung gingen die folgenden Kategorien ein:

- Kategorie 1: AK 1 (1-20 Jahre)
- Kategorie 2: AK 2 + 3 (21 – 60 Jahre)
- Kategorie 3: AK 4 + 5 (61 – 100 Jahre)
- Kategorie 4: AK 6 + 7 (101 – 140 Jahre)
- Kategorie 5: ab AK 8 (>140 Jahre), plenterartige Bestände, Mischbestände

3.1.2 Entwicklung der Baumartenzusammensetzung

Für vergleichende Untersuchungen der aktuellen und historischen Baumartenzusammensetzung wurde eine einheitliche Legende erarbeitet, die es ermöglicht, die unterschiedlich stark differenzierten Angaben der verschiedenen Zeitschnitte zu vergleichen. Es wurde der in Tabelle 3 dargestellte Baumartenschlüssel erarbeitet.

Tab. 3: Baumartenschlüssel

2014/2007	1924/1920	1842/1840
GFI (<i>Picea abies</i>), OFI (<i>Picea omorika</i>), PFI (<i>Picea pungens</i>)	FI (<i>Picea spec.</i>)	NDH (Nadelholz)
GKI (<i>Pinus sylvestris</i>), WKI (<i>Pinus strobus</i>)	KI (<i>Pinus spec.</i>)	
ELA (<i>Larix decidua</i>), JLA (<i>Larix kaempferi</i>)	LA (<i>Larix spec.</i>)	
WTA (<i>Abies alba</i>), KTA (<i>Abies grandis</i>)	TA (<i>Abies spec.</i>)	
DGL (<i>Pseudotsuga spec.</i>)	DGL (<i>Pseudotsuga spec.</i>)	
RBU (<i>Fagus sylvatica</i>)	RBU (<i>Fagus sylvatica</i>)	
RER (<i>Alnus glutinosa</i>), WER (<i>Alnus incana</i>)	ER (<i>Alnus spec.</i>)	ER (<i>Alnus spec.</i>)
GBI (<i>Betula pendula</i>)	GBI (<i>Betula pendula</i>)	GBI (<i>Betula pendula</i>)
SEI (<i>Quercus robur</i>), TEI (<i>Quercus petraea</i>), REI (<i>Quercus rubra</i>)	EI (<i>Quercus spec.</i>)	LBH (Laubholz)
HBU (<i>Carpinus betulus</i>), SAH (<i>Acer platanoides</i>), BAH (<i>Acer pseudoplatanus</i>), GES (<i>Fraxinus excelsior</i>), BUL (<i>Ulmus glabra</i>)	HLB (sonstige Hartlaubbaumarten)	
GEB (<i>Sorbus aucuparia</i>), WLI (<i>Tilia cordata</i>), ASP (<i>Populus tremula</i>), PAP (<i>Populus spec.</i>), RKA (<i>Aesculus hippocast.</i>)	WLB (sonstige Weichlaubbaumarten)	
Plenterartige Mischbestände	PW (Plenterwald); Wald ohne Altersangaben	
BL (Blöße)	BL	BL
NHB (Nichtholzboden)	NHB	NHB

Analyse

Für die Untersuchung der Entwicklung der Baumartenzusammensetzung wurden die historischen Zeitschnitte mit den aktuellen Daten, basierend auf dem erarbeiteten Baumartenschlüssel, miteinander verglichen. Da im ältesten Zeitschnitt 1840/42 lediglich Nutzholzgruppen für den sächsischen Teil erfasst sind, beschränkte sich in diesem Fall die Analyse auf die Gegenüberstellung von Laub- und Nadelholzarten (vgl. Tabelle 4). Die Flächensummen beziehen sich auf die jeweils erfasste Waldfläche im angegebenen Zeitschnitt.

Tab. 4: Gegenüberstellung Laub-/Nadelholzanteil 1840/1842 – 2007/2014 in ha

	<i>NP Böhmisches Schweiz</i>		<i>NP Sächsische Schweiz</i>	
	<i>1840</i>	<i>2007</i>	<i>1842</i>	<i>2014</i>
NDH	5047,93	6754,65	5827,28	6782,72
LBH	0,30	45,17	0	186,18
RBU	147,75	472,57	176,14	842,93
ER	0,86	22,36	0,43	3,77
GBI	3,25	68,20	2,79	380,71
PW/MB/Wald	2227,55	163,98	628,31	258,83
BL	127,17	0	80,37	0
NHB	368,57	195,84	514,20	236,61
Summe	7923,38	7722,77	7229,52	8691,75

In der Analyse zu den spezifischen Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung (vgl. Tabelle 5) zwischen 1920/1924 und 2014 wurden die Shape-Dateien in Rasterdaten mit einer Pixelauflösung von 1 x 1 m umgewandelt. Jedes Pixel enthielt den Wert der bestandsbildenden Baumart. Aus den berechneten Summenwerten wurde die Veränderung der Baumartenzusammensetzung abgeleitet. Dabei blieb im NP Böhmisches Schweiz auf 64,6 % und im NP Sächsische Schweiz auf 58,5 % der gesamten Waldfläche in beiden Zeitschnitten die bestandsbildende Baumart unverändert. Dieser Anteil wird überwiegend von Fichtenbeständen (vgl. Tabelle 5, NP BS: 80,2 % und NP SS: 78,6 %) gebildet. Die Waldflächen mit Veränderungen (NP BS: 35,4 % und NP SS: 41,5 %) sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Fichte wurde demnach am häufigsten durch Kiefer (NP SS: 8,2 %, NP BS: 5,5 %) und Lärche (NP SS: 1,7 %, NP BS: 0,6 %), aber vor allem auch durch Rot-Buche (NP SS: 4,8 %, NP BS: 4,0 %) ersetzt.

Tab. 5: Spezifische Analyse - Baumartenveränderung 1920/1924 – 2007/2014, Flächenanteil: unverändert

	NP Böhmisches Schweiz			NP Sächsische Schweiz		
	in ha	in %	in % Anteil Gesamtl.	in ha	in %	in % Anteil Gesamtl.
FI	3.999,09	80,2	51,8	3.512,13	78,6	46,0
KI	796,57	16,0	10,3	577,40	12,9	7,6
WKI	2,48	0	0	-	-	-
LA	-	-	-	2,89	0,1	0
RBU	48,77	1,0		140,43	3,1	1,8
GBI	0,55	0	0	0,61	0	0
ER	-	-	-	0,71	0	0
EI	1,13	0	0	9,37	0,2	0,1
HLB	0,70	0	0	7,25	0,2	0,1
MB/PW	6,16	0,1	0,1	21,40	0,5	0,3
NHB	131,83	2,6	1,7	195,66	4,4	2,6
Summe	4.987,29	100,0	64,6	4.467,85	100,0	58,5

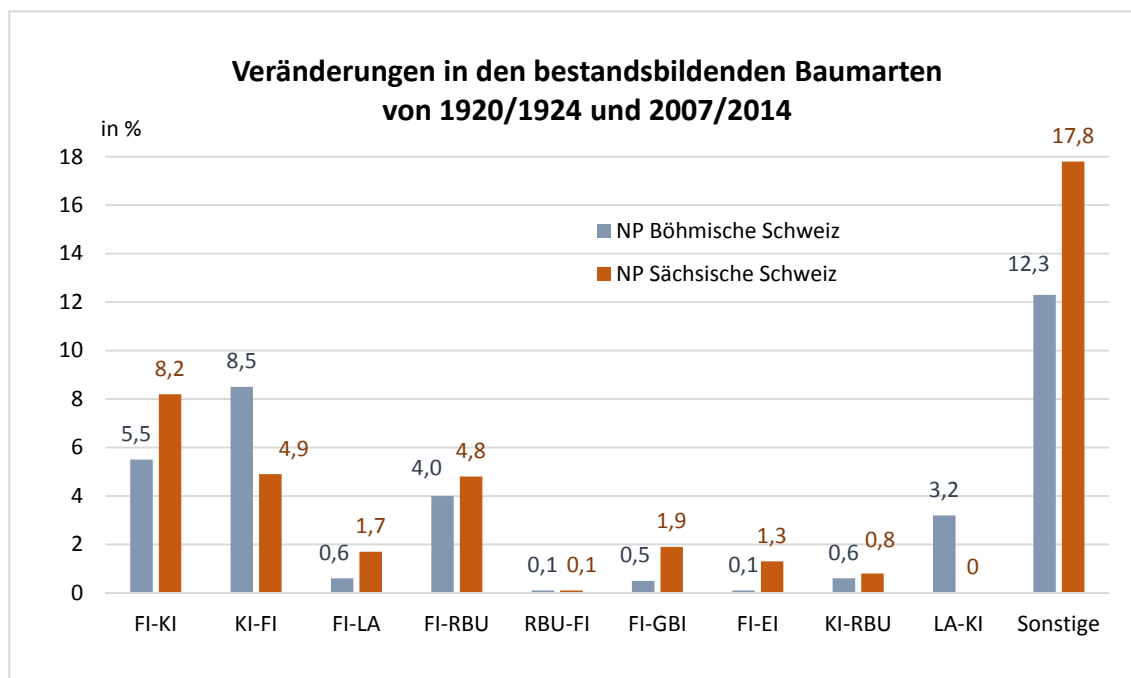


Abb. 3: Baumartenveränderung 1920/1924 – 2007/2014, Flächenanteil mit Veränderung (Diagramm C)

In die Bewertung gingen die Veränderungen in der bestandsbildenden Baumart zwischen 1920/1924 und 2007/2014 ein, als Indikator für die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung und Kontinuität der Waldbestände in den vergangenen 90 Jahren.

Als Bewertungsstufen wurden festgelegt:

- Kategorie 1: Bestände mit der geringsten Kontinuität bzw. größten Veränderung, z. B. Baumart in NHB
- Kategorie 2: Veränderung von heimischer Baumart oder Blöße in gebietsfremde Baumart (WKI, ELA, DGL, REI) oder Veränderung zwischen gebietsfremden Baumarten
- Kategorie 3: Veränderung von gebietsfremder Baumart oder Blöße in heimische Baumart
- Kategorie 4: Veränderung zwischen heimischen Baumarten
- Kategorie 5: Waldbestände ohne Veränderung in der bestandsbildenden Baumart

3.1.3 Pflegeeingriffe zwischen 1998 und 2013 (NP Sächsische Schweiz)

Als Datengrundlagen standen die im Walddatenspeicher, Tabelle Vollzug, enthaltenen Informationen (Maßnahme, Zeitpunkt) zur Verfügung. Diese wurden mit der Forstgrundkarte und ergänzenden Daten zum Gelände über die Bestandsadresse (BEADR Teilfläche) verknüpft.

Analyse

Es wurden nur die Maßnahmen tatsächlich berücksichtigt, bei denen ein Eingriff direkt in den Bestand erfolgt - Anbau, Altdurchforstung, Jungbestandspflege, Jungdurchforstung, Jungwuchspflege, Räumung, Voranbau. Für die Bewertung zur Kontinuität der Waldbestände wurde der Zeitpunkt des letzten Eingriffs als Indikator verwendet. Es ergeben sich daraus die folgenden Bewertungsstufen:

- Kategorie 1: 2010 – 2013; Eingriffe die zeitlich am Kürzesten zurück liegen
- Kategorie 2: 2006 – 2009
- Kategorie 3: 2002 – 2005
- Kategorie 4: 1998 – 2001
- Kategorie 5: ohne Eingriffe seit 1998

4 Erkenntnisse und Empfehlungen

Obwohl Wälder häufig als ein natürliches Landschaftselement wahrgenommen werden, haben sich im Ergebnis einer seit Jahrhunderten andauernden Landnutzungsgeschichte auch diese Flächen in ihrem strukturellen Aufbau grundlegend verändert. Die heute als Nationalparkregion geschützte Landschaft unterlag vor allem in den vergangenen zwei Jahrhunderten einem tief greifenden und nachhaltigen Wandel, der zu Veränderungen in der natürlichen Ausstattung, dem Erscheinungsbild und der Funktionalität der Landschaft führte. In ihrer Artenzusammensetzung sind die Wälder geprägt vom Nutzwert der einzelnen Baumarten und so dominieren die Wirtschaftsbäume Buche, Fichte und Kiefer. Für die aktuellen Maßnahmen und Pflegeeingriffe in die Wälder lassen sich aus den gewonnenen Informationen entsprechend wertvolle Erkenntnisse für die Waldentwicklung und die Formulierung von Entwicklungszielen in den Nationalparks Sächsische und Böhmisches Schweiz ableiten. Anhand der Daten wird deutlich, dass die historischen Standorte der Weiß-Tanne heute von Fichte und Rot-Buche dominiert werden. Empfohlen wird, die aktuellen Wiedereinbringungsflächen der Weiß-Tanne an die historischen Standorte von 1924 anzupassen. Die Informationen können zudem hilfreich sein beim Umgang mit gebietsfremden Baumarten wie Weymouth-Kiefer, Europäische Lärche und Rot-Eiche. Hinsichtlich der Entwicklung naturnaher Mischbestände ermöglichen die Daten flächengenaue Aussagen zur historischen Alters- und Artenzusammensetzung der Waldbestände in denen gegenwärtig gebietsfremde Arten dominieren.

Die Wälder in der Böhmisches-Sächsischen Schweiz können generell als historisch alte Waldstandorte betrachtet werden, die unabhängig vom aktuellen Bestandesalter und der Artenzusammensetzung seit alters her, mindestens aber seit 250 Jahren kontinuierlich bewaldet sind. Im Hinblick auf den Artenschutz besitzen diese Wälder eine große Bedeutung, da insbesondere viele waldspezifische Arten eine hohe ökologische Kontinuität erfordern (WULF 2004).

5 Literatur

Wulf, M., 2004: Historisch alte Wälder – Definition, Sachstand und Ziele. In Kennzeichen und Wert historisch alter Wälder (Fischer, R., & Offenberg, K., Hrsg.). Seminarberichte 5, pp. 4-28. Arnsberg: Landesgemeinschaft Naturschutz & Umwelt Nordrhein-Westfalen e.V. & Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Zerschneidung durch anthropogene Strukturen und deren Einfluss

Jana Schmidt

Wandern hat einen positiven Effekt für den Körper und die Seele und ist eine der beliebtesten Freizeitbeschäftigungen (u. a. BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND TECHNOLOGIE 2010). Jedoch stört der Mensch bei seinen Wanderungen durch die Wälder deren Tier- und Pflanzenwelt.

Zu diesen Beeinträchtigungen zählen das Niedertreten von Vegetation entlang der Wege, Bodenverdichtung oder auch Störungen durch Lärm/Geräusche und Bewegung. Zudem bewirken Straßen und Wege eine Zerschneidung der Habitate. Entlang der Wegenetze ist das Auftreten von zusätzlichen Randeffekten möglich, welche sich ebenfalls auf die Tier- und Pflanzenwelt auswirken können. Zu den Randeffekten zählen beispielsweise der Rückgang von Pflanzenarten oder auch kleinräumige klimatische Veränderungen, hervorgerufen u.a. durch erhöhte Mengen an Sonneneinstrahlung sowie Niederschlag. Auch ist entlang der Wege mit Verschmutzungen durch Essensreste und Plastikabfälle zu rechnen (JORDAN 2000).

Mit dem vorgestellten Indikator soll die Nähe des Menschen bzw. die Möglichkeit einer Störung durch Menschen in den Nationalparks dargestellt werden. Hierzu wurden die durch den Menschen geschaffenen (anthropogenen) Strukturen zusammengetragen. Andere, vom Menschen verursachte, Faktoren wie beispielsweise die Übersäuerung des Bodens durch sauren Regen oder auch entstandene Schäden durch Forstarbeiten werden sowohl auf sächsischer als auch böhmischer Seite nicht mitbetrachtet. Der folgende Beitrag zeigt welche Daten zur Berechnung des Abstandes zu diesen Störquellen verwendet wurden und stellt kurz die Ergebnisse vor.

1 Datengrundlagen und -aufbereitung

Um das Ausmaß der Zerschneidung bzw. die Nähe zu anthropogenen Strukturen darzustellen wurden Daten verschiedenen Ursprungs und Inhalten zusammengetragen. Die folgende Tabelle 1 zeigt für die sächsische und böhmische Seite die verschiedenen Eingangsdaten mit den jeweiligen Bezugsquellen:

Tab. 1: Überblick aller Eingabewerte

Datensatz	Quelle
<i>Sächsische Schweiz</i>	
Straßen, Wirtschafts- und Wanderwege, Bergpfade, Klettergipfel	Nationalparkverwaltung (NLPV)
Kletterzugänge	Kletterführer Autorenkollektiv D. Heinicke, Berg- & Naturverlag Rölke
Straßen und Wirtschaftswege auch außerhalb des NPs sowie weitere Objekte, u.a. Siedlungen	Biotoptypen- und Landnutzungskartierung (BTLNK) von 2005, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
<i>Böhmische Schweiz</i>	
Straßen, Wirtschaftswege, Wanderwege und -pfade	Lesní hospodářský plán – LHP (Forstwirtschaftsplan)

Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlage auf böhmischer und sächsischer Seite ergeben sich zwei Berechnungen des Indikators. Grenzübergreifend ging das Wegenetz bestehend aus Straßen, Wirtschafts- und Wanderwegen in die Berechnung ein. Zusätzlich wurden auf sächsischer Seite die weiteren in Tabelle 1 aufgeführten Eingabedaten, bestehend aus den Klettergipfeln sowie deren Zugänge, Siedlungen und landwirtschaftlich genutzte Flächen, für eine detaillierte Berechnung verwendet.

Vor der Berechnung erfordern die verschiedenen Datenquellen eine Vorverarbeitung und Aufbereitung. Dazu gehörte das Zusammenfassen der Eingangsdaten in geeignete Kategorien und das Digitalisieren der Kletterzugänge.

1.1 Wegenetz

Die von der Nationalparkverwaltung zur Verfügung gestellte Shape-Datei der Sächsischen Schweiz wurde in die drei Kategorien „Straßen“, „Wirtschaftswege“ und „Wanderwege“ unterteilt. Das erhaltene Wegenetz wurde mit Informationen zu Straßen und Wirtschaftswegen aus der Biotoptypenkartierung ergänzt. In der Kategorie „Straße“ wurden Bundes-, Land- sowie sonstige Straßen zusammengefasst. Die in der Kategorie „Wirtschaftswege“ zusammengefassten Hauptwirtschafts- und Verbindungswege sowie Wirtschaftswege (Feld- und Waldwege) können versiegelt oder unversiegelt sein (UEBERFUHR & GLASER 2010). Auch auf böhmischer Seite wurden die Verkehrswege in diese Kategorien eingeteilt (siehe Tabelle 2).

Zum Wegenetz gehören ebenfalls die Wanderwege und -pfade. Für die Sächsische Schweiz wurden zusätzlich die Bergpfade in die Kategorie der „Wanderwege“ mitaufgenommen, da sich Wanderwege und Bergpfade nur in ihrem Schwierigkeitsgrad unterscheiden. Die Wanderwege können jedoch auch auf Wirtschaftswegen verlaufen und sind dann in dieser Kategorie erfasst.

Die Tabelle 2 enthält einen Überblick über die Zusammensetzung aller Elemente des gemeinsamen Wegenetzes, welches als Linieninformation vorliegt.

Tab. 2: Zusammensetzung der Kategorien für die gemeinsame Berechnung

Kategorie	Sächsische Schweiz	Böhmische Schweiz
Straßen	NLPV: OBJART 3010 BTLNK: Bundes-, Land- sowie sonstige Straßen	LHP: Mark/Značka = 13520, 13530, 13540, 10245, 13550
Wirtschaftswege	NLPV: OBJART 3102 BTLNK: Hauptwirtschafts-, Verbindungs- und Wirtschaftswege (Feld- und Waldwege)	LHP: Mark/Značka = 10250, 10350, 10342, 10343
Wanderwege	NLPV: Linienelemente ohne Angabe der OBJART und Bergpfade	LHP: Mark/Značka = 10210

1.2 Weitere Strukturen

Für die detaillierte Berechnung wurden auf sächsischer Seite weitere Strukturen ergänzt. Dazu gehören die Klettergipfel, welche als punktuelle Daten vorliegen, hinterlegt u.a. mit der Information zur Grundfläche.

Die Zugänge zu den Kletterfelsen aus den Übersichtskarten (Berg- & Naturverlag Rölke, Dresden) liegen als PDF Dateien vor. Diese dienen als Grundlagen für deren Digitalisierung in ein referenziertes Vektorformat. Es ist jedoch zu beachten, dass eine gewisse, geometrische Unschärfe in den Daten liegt. Falls die Wegeführung weder im Luftbild noch im Relief erkennbar war, wurde der Kletterzugang vereinfacht, d.h. falls Serpentin nicht im Datenmaterial erkennbar waren wurde diese weggelassen.

Ferner wurden weitere Störquellen aus der Biotoptypenkartierung übernommen und zu Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung (Acker, Grün- und Freiflächen, Wirtschaftsgrün) und erschlossene Gebiete (Wohn-/Gewerbegebiet, anthropogen genutzte Sonderflächen) zusammengefasst.

Die ebenfalls zu den Verkehrsflächen gehörenden Parkplätze oder sonstige versiegelte Plätze sind als Fläche ebenfalls vorhanden. Auch die Wasserfläche des touristisch stark frequentierten Amselsees wurde aus der Biotoptypenkartierung mit übernommen.

Um auch den Einfluss der an den Nationalpark angrenzenden Störquellen erfassen zu können wurden die genannten Objekte aus der Biotoptypenkartierung nicht nur innerhalb der Grenzen des Nationalparks betrachtet, sondern mit einem großräumigen Puffer.

2 Abstand zu anthropogenen Störquellen

Für die Berechnung des Einflusses der verschiedenen Störquellen auf die Fläche des Nationalparks wurde zunächst die Möglichkeit der Erstellung von Pufferzonen geprüft. Die Literaturrecherche zeigte, dass die Wahl der Puffergrößen u. a. von den spezifischen Gegebenheiten Vorort bestimmt werden sowie von der jeweiligen Tier- und Pflanzenart. Eine einfache Übertragung auf die Sächsisch-Böhmische Schweiz ist nicht ohne weiteres möglich. Als Alternative zu den Pufferzonen wurde die euklidische Distanz zu der jeweiligen nächsten Störquelle pro Pixel berechnet.

Zu allen in die Berechnung eingehenden anthropogenen Störungsquellen wurde für jedes Pixel der geringste euklidische Abstand ermittelt, d. h. die geradlinige Entfernung jedes einzelnen Pixels zur nächsten Störquelle. Höhenunterschiede im Gelände bleiben dabei unberücksichtigt. Die linienhaften Informationen der Straßen und Wege wurden hierfür zunächst in flächenhafte Objekte (Polygone) umgewandelt. Es wurde dabei von einer Straßenbreite von 6m, bei Wirtschaftswegen von 4m und bei Wanderwegen von 1m ausgegangen. Für die detailliertere Berechnung auf sächsischer Seite sind die Kletterzugänge mit einer Breite von 0,5m und die Kletterfelsen mit dem Radius aus ihrer Grundfläche eingegangen. Alle Störquellen haben dieselbe Gewichtung.

Für die Einbringung des Indikators in die Gesamtauswertung wurden die verschiedenen Entfernungen in 5 Kategorien eingeteilt:

Kategorie 1	1 - 50m	Kategorie 4	>150 – 200m
Kategorie 2	>50 – 100m	Kategorie 5	>200m
Kategorie 3	>100 – 150m		

Je höher die Kategorie, desto weiter ist das Pixel von der nächsten Störquelle entfernt bzw. desto geringer wird die Möglichkeit einer Störung durch den Menschen. Die Störquellen selber besitzen die Entfernung 0 bzw. wurden NoData gesetzt. Ebenfalls entfernt wurden weiter Flächen, die in der Forstgrundkarte als Nichtholzboden oder nichtforstliche Betriebsflächen gekennzeichnet sind. Die Darstellung enthält zudem nur Flächen mit Landeswald.

Die Abbildung 1 zeigt zunächst das detailliertere Ergebnis für den Nationalpark Sächsische Schweiz mit allen in Tabelle 1 genannten Eingabedaten (ohne böhmische Daten).

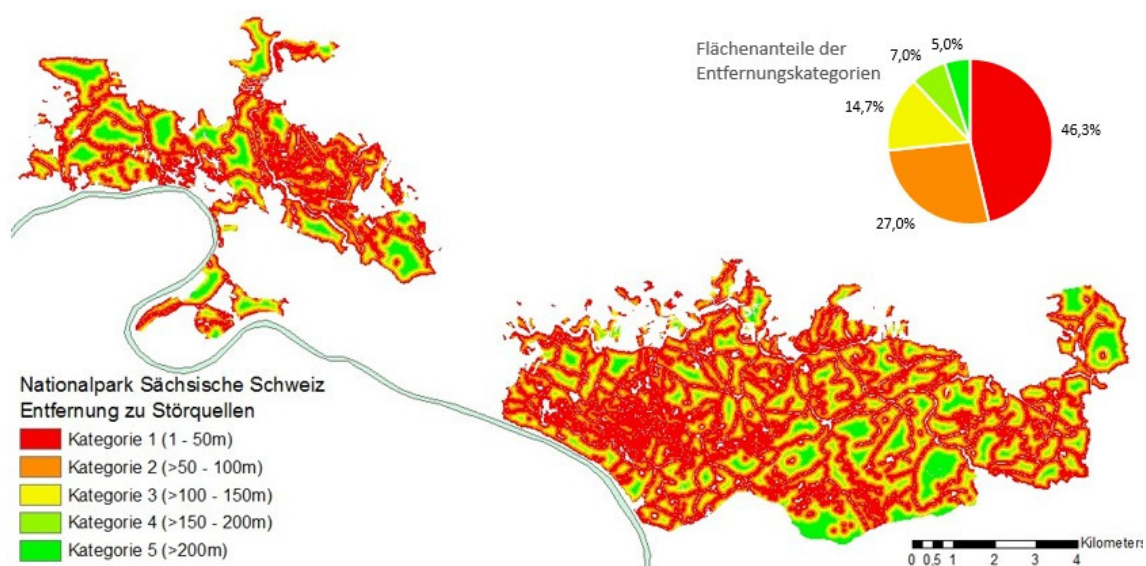


Abb. 1: Entfernung zu den nächstgelegenen Störquellen - Sächsische Schweiz

Das Kreisdiagramm in Abbildung 1 verdeutlicht, dass ca. 46% der Flächen des Nationalparks mit Landeswald innerhalb der Kategorie 1 liegen, d. h. die Entfernung zu der nächstgelegenen Störquelle unter 50m beträgt. Etwas über ein Viertel der bewaldeten Flächen (~27%) befinden sich weiter als 100m von der nächsten Quelle entfernt (Kategorie 3 bis 5).

Der Bereich um den Raumberg in der Kernzone des Nationalparks ist mit ca. 43ha eine der größten zusammenhängenden Flächen der Kategorie 5. In der Vorderen Sächsischen Schweiz ist der Bereich um die Obere und Niedere Ochel mit rund 23ha die größte zusammenhängende Fläche der Kategorie 5.

Besonders konzentriert liegen Bereiche der Kategorie 1, mit einem Abstand unter 50m, in der Hinteren Sächsischen Schweiz zwischen den Lorenzwänden, Langes Horn, Verborgenes Horn und Breites Horn vor. Ebenfalls sehr eng ist das Netz an Wanderwegen bzw. Kletterzugängen entlang der Weberschlüchte und Thorwalder Wände. In der Vorderen Sächsischen Schweiz sind die Bereiche um den Brand sowie östlich der Polenz (Diebskeller, Polenztalwächter) von Kletterzugängen und Wanderwegen geprägt.

Für die grenzüberschreitende Berechnung der euklidischen Entfernung gingen nur die Eingaben ein, die auf beiden Seiten vorhanden waren, d.h. das Wegenetz mit Straßen, Wirtschafts- und Wanderwegen (Tabelle 2). Weitere Störquellen bleiben unberücksichtigt. Auch hier werden wieder nur die Holzbodenflächen betrachtet. Es ist bei der folgenden Betrachtung zu beachten, dass auf böhmischer Seite das vollständige, digital zur Verfügung gestellte Wegenetz mit einging.

Abbildung 2 zeigt deutlich, dass die Böhmisches Schweiz stärker von Wirtschafts- und Wanderwegen durchzogen ist als auf der sächsischen Seite. Insgesamt weist das Wegenetz auf sächsischer Seite eine Länge von 373,1km und auf böhmischer Seite von 680,1km auf. Die digitalisierten Kletterzugänge ergeben eine zusätzliche Länge von 112,2km, diese gingen aber nur in die detailliertere Berechnung auf sächsischer Seite ein.

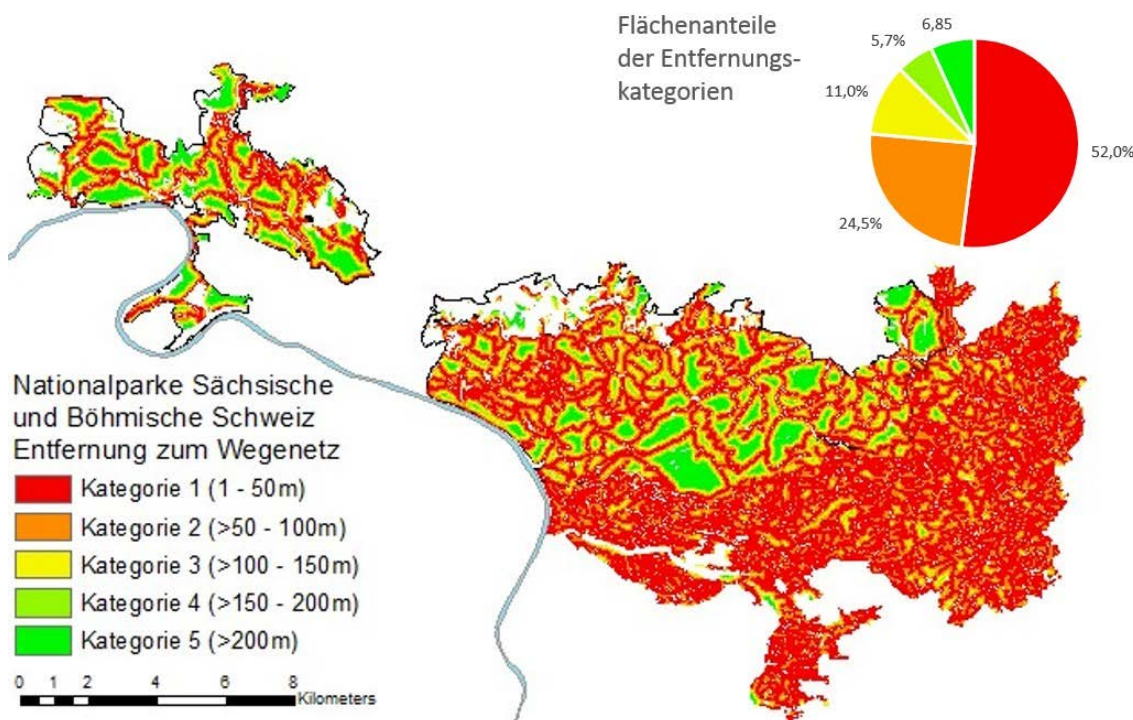


Abb. 2: Entfernung zum Wegenetz für die Nationalparke Sächsische und Böhmisches Schweiz

Durch das dichte Wegenetz dominieren auf böhmischer Seite die Flächen mit einem Abstand von unter 100 m. Das Diagramm der Abbildung 3 verdeutlicht nochmals diesen hohen Anteil. 94% der Holzbodenfläche im Nationalpark Böhmisches Schweiz befindet sich in den beiden Kategorien 1 und 2 (rot und orange). Auf der sächsischen Seite nehmen diese beiden Kategorien eine Fläche von knapp 60% ein. 23,5% der Flächen auf sächsischer Seite befinden sich in den Kategorien 4 und 5 (hellgrün und grün) und besitzen damit einen hohen Abstand zum Wegenetz. Auf böhmischer Seite trifft dies lediglich auf 1% der Fläche zu.

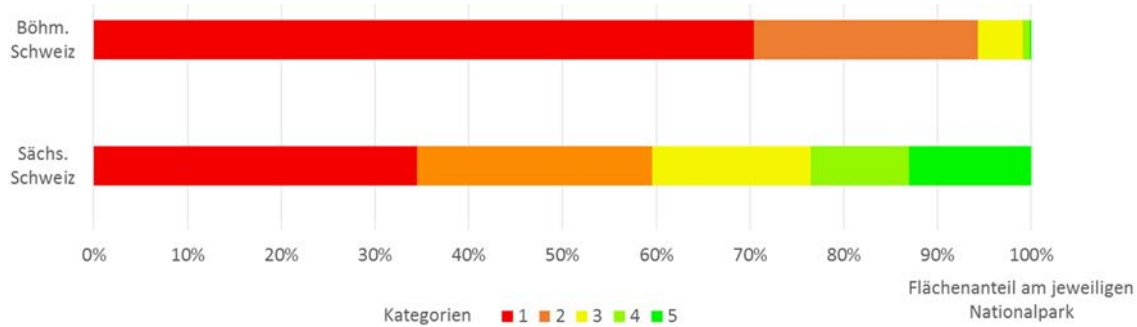


Abb. 3: Entfernung zum Wegenetz für die Sächsische und Böhmisches Schweiz

Die Flächen der Kategorien 4 und 5 liegen im Nationalpark Böhmisches Schweiz verteilt. In der Region Doubice (Daubitz) nördlich von Slunečný vrch bzw. Sokolí vrch sowie südlich von Hadi pramen (Natterborn, auch Schlangenquelle) befinden drei dieser kleinen Flächen mit Größen zwischen 3,7ha und 5,5ha. Zwischen der Tetřeví stěna (Auerhahnwand) und Hlintý Kopec liegt ebenfalls eine 5,8ha große Fläche innerhalb dieser beiden Kategorien. (Bitte beachten Sie die Anmerkung 2).

Im Nationalpark der Sächsischen Schweiz ist, im Vergleich zu der vorherigen Berechnung, der Flächenanteil an Bereichen mit einem Abstand über 150m deutlich größer. Dies liegt daran, dass nur das Wegenetz ohne die Kletterfelsen und deren Zugänge eingingen. Die Region um den Großen Winterberg und Zschand ist unter diesen Bedingungen mit rund 130ha die größte zusammenhängende Fläche der Kategorie 5.

3 Zusammenfassung / Ausblick

Von der ursprünglichen Idee verschieden gewichtete Puffer um die einzelnen Objektgruppen zu legen, wurde aufgrund der gelände- und artenspezifischen Ansprüche an die Pufferbreite abgesehen. Jedoch wurden mit der Einteilung der Daten in verschiedene Kategorien an Störquellen die Grundlage für eine zukünftige Pufferung bereitgestellt. Alternativ wurden euklidische Abstände eines jeden Pixels zur nächstgelegenen Störquelle ermittelt. Es gingen alle Störquellen gleichgewichtet ein. Eine Abstufung könnte durch das Hinzuziehen von Besucherzahlen und deren Verteilung innerhalb der Nationalparke erreicht werden. Für die Kletterfelsen könnte deren Frequentierung für eine unterschiedliche Gewichtung sorgen.

Zur Aktualität und Vollständigkeit vor allem der Wirtschafts- und Wanderwege kann keine Aussage getroffen werden. Der Vergleich mit einer TK10 aus dem Jahre 1998 deutet jedoch an, dass zumindest auf sächsischer Seite die Wanderwege unterrepräsentiert sind.

Das dichte Wegenetz könnte unter Umständen ausgedünnt werden, wenn die tatsächliche Nutzung der Wirtschaftswege vorliegt. Da vor allem auf böhmischer Seite der Nationalpark stark von Wirtschaftswegen durchzogen ist, sollte geprüft werden ob eine flächendeckende Nutzung vorliegt.

Zusätzlich sollten die Standorte der Boofen und Feuerstellen mit einbezogen werden. An diesen Stellen ist mit einer erhöhten Verschmutzung sowie mit Störungen seitens Menschen auch über Nacht zu rechnen.

4 Literatur

Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (Hrsg.), 2010: Grundlagenuntersuchung Freizeit- und Urlaubsmarkt Wandern, Forschungsbericht, www.bmwi.de

Jordan, M., 2000: Ecological Impacts of Recreational Use of Trails: A Literature Review, The Nature Conservancy, Cold Spring Harbor, NY

Ueberfuhr, F. & Glaser, F. F., 2010: Beschreibung der Kartiereinheiten zur Neufassung der BTLNK 2005 auf der Grundlage und unter Verwendung des Luftbildinterpretationsschlüssels 1992/93, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Anmerkungen/Nachtrag

- 1) Auf der Veranstaltung „Fachgespräch zur Sächsisch-Böhmischen Schweiz & Abschlussveranstaltung des Ziel3/Cil3 Projektes InwertNatur – Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe“ in Bad Schandau am 25. November 2014 bestätigt Holm Riebe von der Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz, dass das Wanderwegenetz der Sächsischen Schweiz unvollständig ist.
- 2) Es ist zu beachten, dass das gezeigte Wegenetz der böhmischen Seite in der Klasse „Wirtschaftswege“ jegliche Kategorien an Wegen, unabhängig von deren tatsächlichen Nutzung, enthält. Eine ausgedünnte Variante des Wegenetzes (ohne Mark/Značka = 10210, 10220, 10350 und 13500, jedoch zusätzlich mit Kletterzugängen auf sächsischer und böhmischer Seite) wurde im Nachgang berechnet. Das Ergebnis lag bei der Zusammenstellung dieses Beitrags noch nicht vor, weshalb im Anschluss nur ein kurzer Überblick über das Ergebnis folgt:

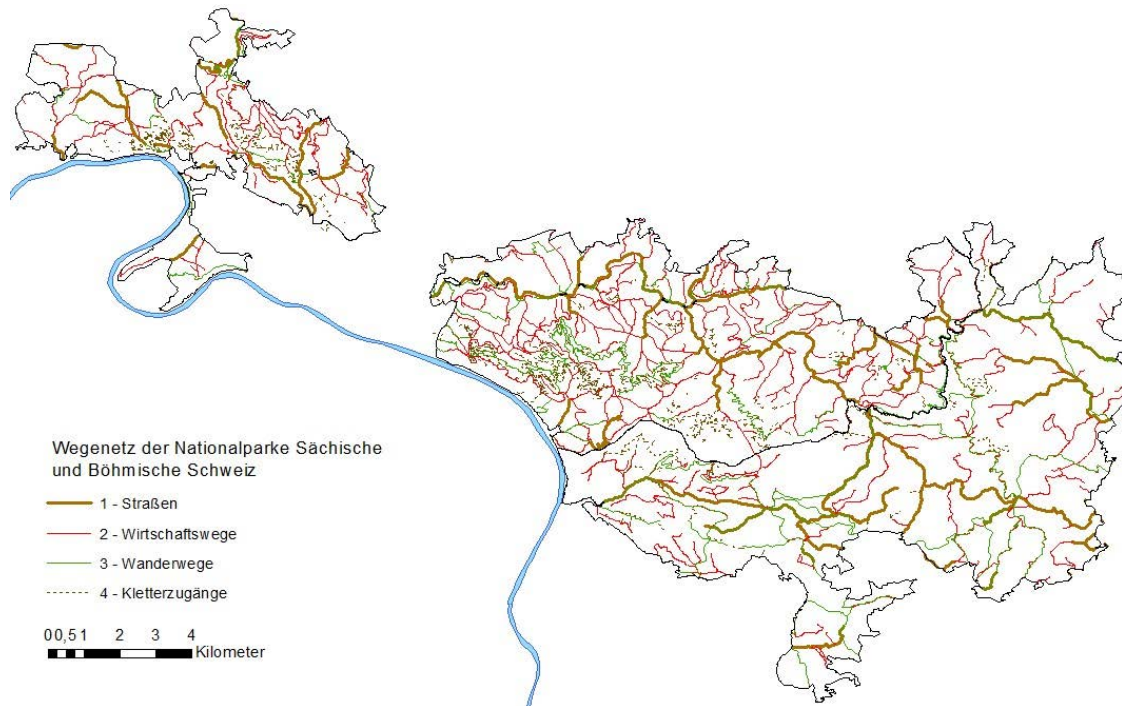


Abb. 4: Ausgedünntes Wegenetz (NP BS) inkl. Kletterzugänge

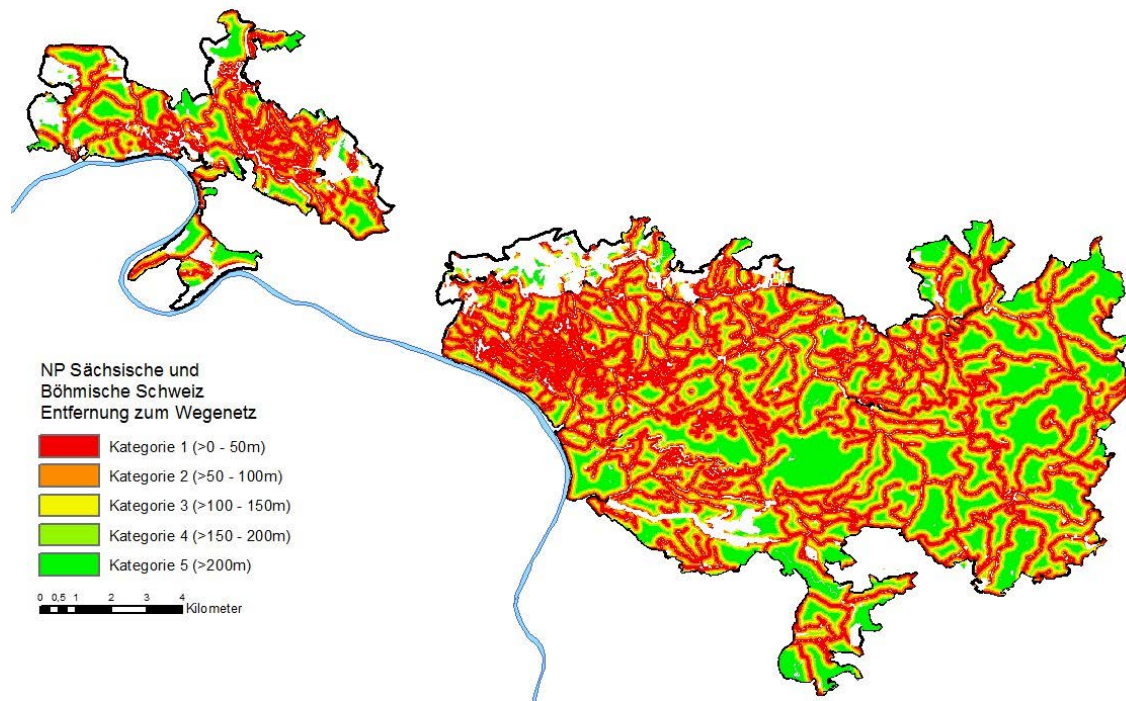


Abb. 5: Entfernung zum ausgedünnten Wegenetz

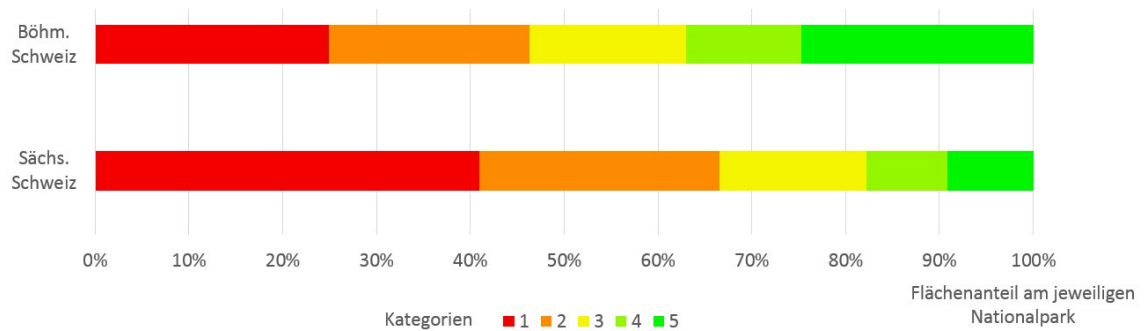


Abb. 6: Entfernung zum ausgedünnten Wegenetz für die Sächsische und Böhmisches Schweiz

Die Abbildung 6 verdeutlicht, dass bei Verwendung des ausgedünnten Wegenetzes als Berechnungsgrundlage für die euklidischen Entfernungen nun über 50% der Flächen des Nationalparks Böhmisches Schweiz einen Abstand von mehr als 100m aufweisen.

Verbreitung von standortfremden Fichtenvorkommen und gebietsfremden Baumarten

Jana Schmidt

Die Gemeine Fichte (*Picea abies*, GFI) ist in der Sächsischen und Böhmisches Schweiz heimisch, jedoch nicht auf jedem Standort. Ihre Verbreitung ist durch die Forstwirtschaft in der Vergangenheit zu Ungunsten anderer Baumarten stark gefördert wurden. Als standortgerecht werden Vorkommen auf Flächen verstanden, die innerhalb einer Schlucht oder an einem Hang mit einer Neigung von mindestens 20° und einer Hangrichtung zwischen Nordwest und Nordost liegen.

Die folgende Beschreibung der Erstellung dieses Indikators bezieht sich ausschließlich auf die Sächsische Schweiz. Die Bestandsadressen (BEADR) der Forstgrundkarte vom Staatsbetrieb Sachsenforst dienen als geometrische Grundlage. Der genaue Standort der GFI-Bestände innerhalb eines Waldbestandes (BEADR) ging nicht in die Berechnung mit ein.

1 Datengrundlagen und -aufbereitung

1.1 Standortfremde Fichte

Aus der WIS-Datenbank wurden alle Bestandsadressen mit der Baumart GFI im Oberstand abgefragt. Für jede dieser Bestandsadressen wurde überprüft, ob die Hangrichtung zwischen Nordwest und Nordost liegt. Dafür erfolgte für jedes DGM-Pixel die Einordnung in die 8 Himmelsrichtungen, wie in der „Arbeitsanweisung zur bestandesweisen Zustandserfassung und Planung (AA WAB)“ festgelegt. Ebenfalls anhand der Arbeitsanweisung wurden die Hangneigungen in 6 Kategorien eingeteilt.

Aus der Kombination der Hangneigung und -richtung wurden alle BEADR mit GFI im Oberstand (OST) entfernt, die sich an einem Hang mit Ausrichtung zwischen NW, N und NO und einer Neigung von mindestens 20° befinden, da diese als standortgerecht einzustufen sind. Dafür wurde mittels des digitalen Geländemodells (DGM) für jede BEADR die prozentualen Anteile der Hangrichtungen und -neigungen bestimmt. Diese musste einen Flächenanteil von 55% der BEADR betragen.

Neben den bereits ausgeschlossenen BEADR mit GFI kommen noch die Schluchten hinzu. Die Schluchten wurden mit Hilfe des DGM's und einer Kombination aus unüberwachter Klassifizierung und Einbeziehung des Topographic Position Index (siehe u.a. WEISS 2001) erfasst. Nach der Verschneidung mit den Schluchten wurden diese BEADR ebenfalls als standortgerecht eingestuft.

Die übrig gebliebenen BEADR mit den standortfremden GFI wurden anhand ihres prozentualen Anteils an dem Bestand pro BEADR in 5 Kategorien geordnet (siehe Abbildung 1):

- Kategorie 5: 0-5%
- Kategorie 4: >5-20%
- Kategorie 3: >20-35%
- Kategorie 2: >35-50%
- Kategorie 1: >50%

Die Kategorie 5 enthält sowohl alle BEADR mit einem GFI-Anteil unter 5 %, als auch die BEADR die keine GFI besitzen.

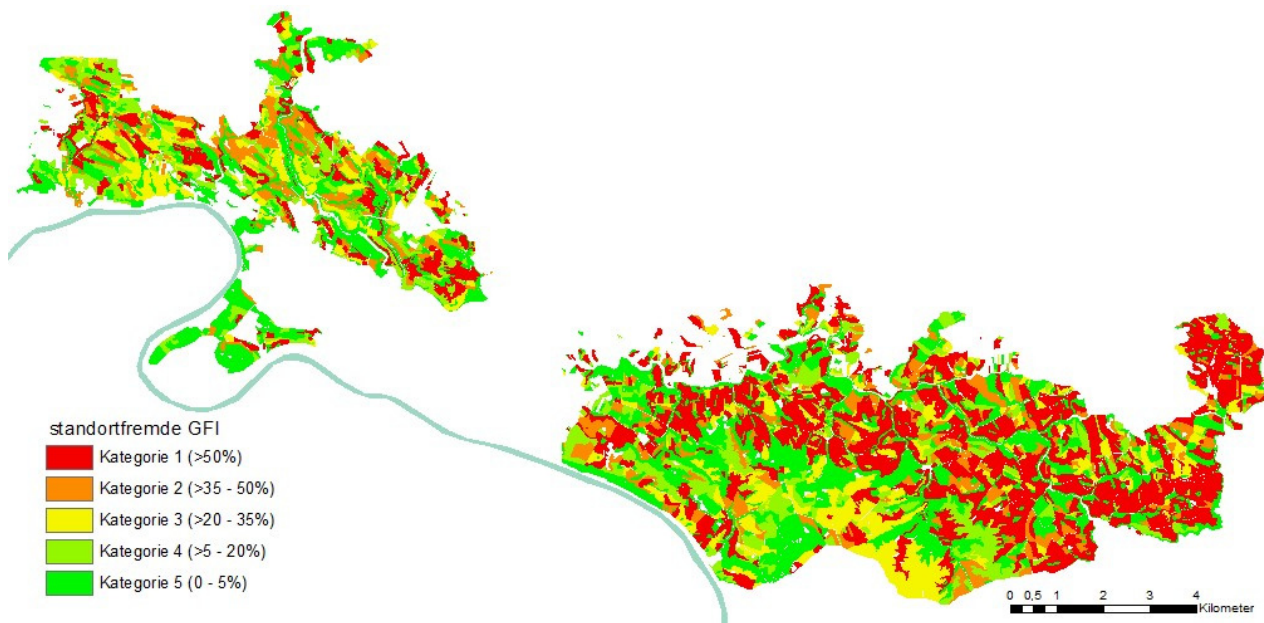


Abb. 1: standortfremde GFI im Nationalpark Sächsische Schweiz

1.2 Gebietsfremde Baumarten

Für die Erstellung dieses Indikators wurde die WIS-Datenbankabfrage 04_baumartenzeile, bereitgestellt vom Staatsbetrieb Sachsenforst, verwendet. Es werden nur gebietsfremde Baumarten aus dem Oberstand betrachtet. Als gebietsfremd gelten folgende Baumarten:

Colorado-Tanne (CTA)	Douglasie (DGL)
Sonstige Eichen (EIS)	Europäische Lärche (ELA)
Sonstige Fichten (FIS)	Hybridlärche (HLA)
Hemlocks-Tanne (HLO)	Japanische Lärche (JLA)
Sonstige Kiefern (KIS)	Küsten-Tanne (KTA)
Sonstige Lärchen (LAS)	Lebensbäume (LEB)
Murray-Kiefer (MKI)	Nordmann-Tanne (NTA)
Omorika-Fichte (OFI)	Pappel (PAP)
Stech-Fichte (PFI)	Rot-Eiche (REI)
Roßkastanie (RKA)	Robinie (ROB)
Sonstige Hartlaubbaumarten (SHL)	Spätblühender Traubenkirschbaum (SKB)
Schwarz-Kiefer (SKI)	Sonstige Nadelbäume (SNA)
Scheinzypresse (SZP)	Sonstige Tannen (TAS)
Weymouths-Kiefer (WKI)	

Jede BEADR kann verschieden viele gebietsfremde Baumarten besitzen. Deren Flächen wurden in einem weiteren Schritt addiert. Anschließend erfolgte die Berechnung des prozentualen Anteils der gebietsfremden Baumarten innerhalb einer BEADR. Auf Grundlage dieses prozentualen Anteils wurden wiederum die folgenden Kategorien erstellt:

- Kategorie 5: 0%
- Kategorie 4: >0-10%
- Kategorie 3: >10-20%
- Kategorie 2: >20-30%
- Kategorie 1: >30%

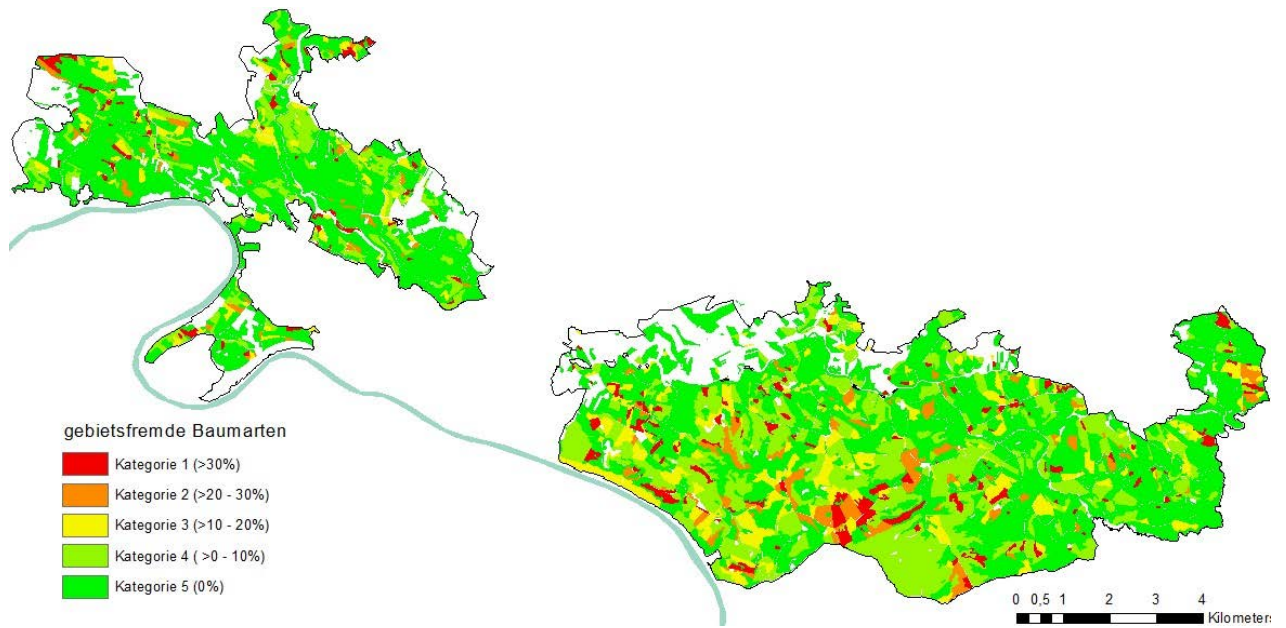


Abb. 2: gebietsfremde Baumarten im Nationalpark Sächsische Schweiz

1.3 Kombination

Für die Gesamtberechnung wurden die beiden Indikatoren gebietsfremde Baumarten und standortfremde GFI zusammengefasst. Damit ein Ausgleichen zwischen den beiden Indikatoren vermieden wird, ist für jede BEADR die jeweils niedrigere Kategorie verwendet worden (siehe Beitrag zur Naturnähebewertung, S.59ff).

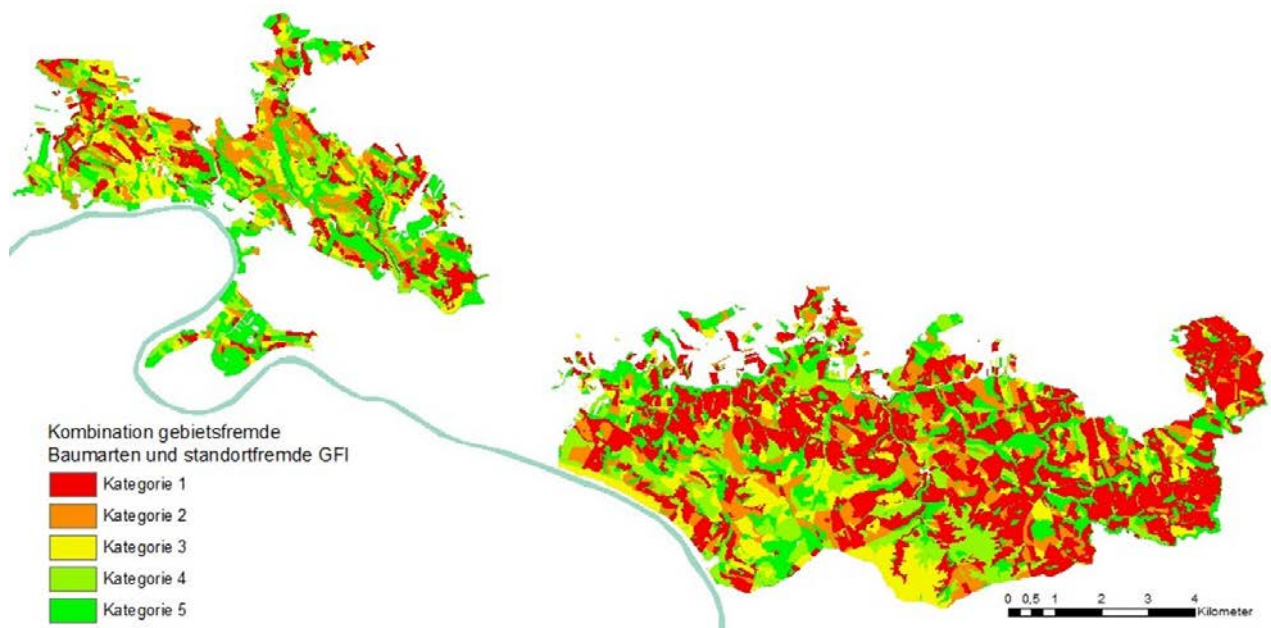


Abb. 3: Kombination von gebietsfremden Baumarten und standortfremder GFI

2 Gebietsfremde Baumarten in der Böhmisches Schweiz

Für die Böhmisches Schweiz konnten nur die gebietsfremden Baumarten bestimmt werden. Dafür wurden folgenden Baumarten als gebietsfremd eingestuft:

<i>cz</i>	<i>de</i>	<i>Deutsche Bezeichnung</i>	<i>cz</i>	<i>de</i>	<i>Deutsche Bezeichnung</i>
MD	ELA	Europäische Lärche	OS	ASP	Zitter-Pappel (Aspe)
VJ	WKI	Weymouths-Kiefer	JDO	KTA	Küsten-Tanne
DBC	REI	Rot-Eiche	BKS		Banks-Kiefer
CER	ZEI	Zerr-Eiche	AK	ROB	Robinie
JB		Holz-Apfel	BOC	SKI	Schwarz-Kiefer
SMP	PFI	Stech-Fichte	JX	SNA	Sonstige Nadelbaumarten
TPC, TP	PAP	Schwarz-Pappel, Silber-Pappel	KS	RKA	Rosskastanie

Wie schon zuvor für die sächsische Seite berechnet, wurde der prozentuale Flächenanteil ermittelt und in dieselben, bereits vorgestellten Kategorien für gebietsfremde Baumarten eingeteilt.

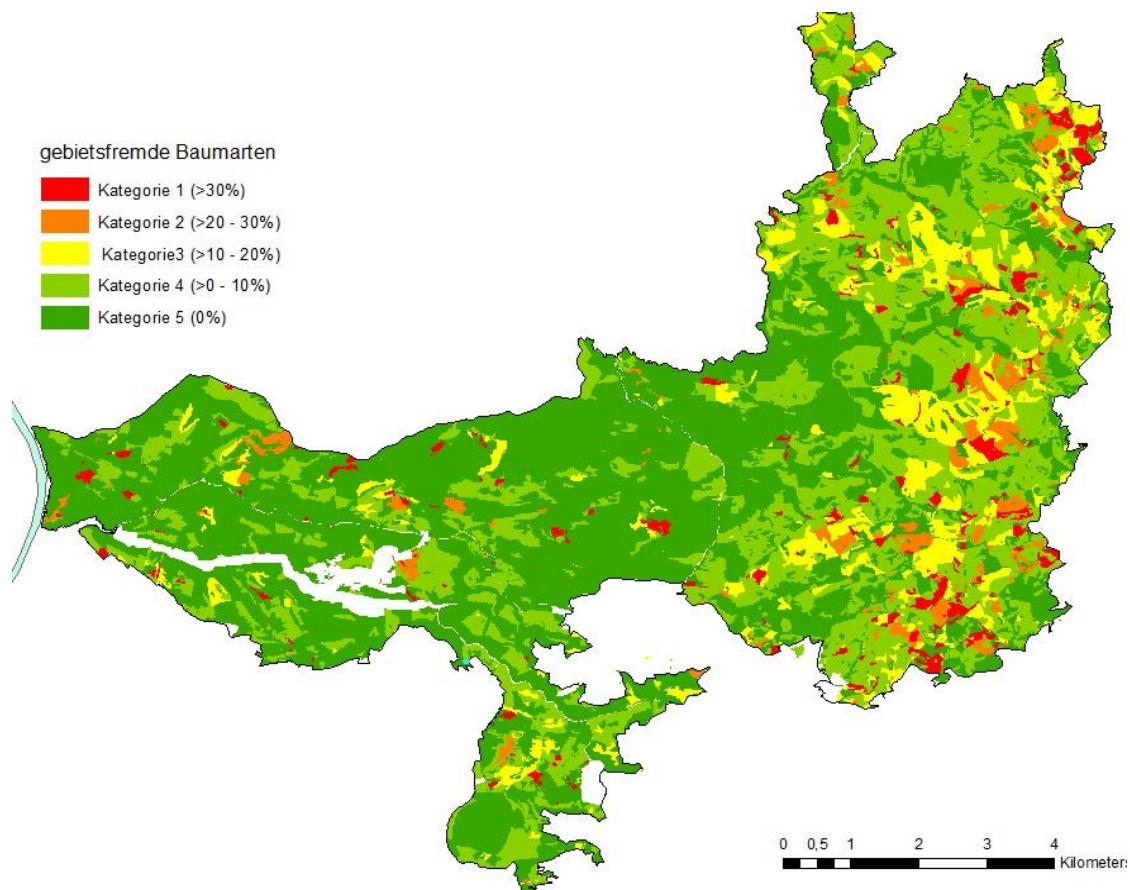


Abb. 4: gebietsfremde Baumarten im Nationalpark Böhmisches Schweiz

3 Literatur

„Arbeitsanweisung zur bestandesweisen Zustandserfassung und Planung (AA WAB) - gültig für Forsteinrichtungen im öffentlichen Wald des Freistaats Sachsen ab Stichtag 01.01.2010 (Entwurfsstand: 20. März 2009)“, Staatsbetrieb Sachsenforst, Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft, Referat Forsteinrichtung, Waldbewertung, Waldinventuren

Weiss, A. D., 2001: Topographic position and landforms analysis. Poster Presentation, ESRI Users Conference, San Diego, CA

Kleinstrukturen - Totholz

Jana Schmidt & Thomas Glaser

In einem natürlichen Waldökosystem befinden sich Aufbau und Zersetzung von Biomasse in einem Gleichgewicht. Durch Holznutzung wird in diesen Kreislauf eingegriffen. Insbesondere starkes Totholz ist aufgrund dessen gegenüber Urwäldern stark unterrepräsentiert. Totholz bietet für zahlreiche Tier-, Moos-, Pilz-, Flechten- aber auch Pflanzenarten entsprechende Habitate und hat somit besondere Bedeutung für die biologische Vielfalt. Während in Naturwäldern z. T. Totholzvolumina von weit über 100 m³/ha erreicht werden (COMMARMOT et al. 2013, KORPEL 1997), finden sich in deutschen Wirtschaftswäldern im Durchschnitt lediglich 21m³/ha (BMEL 2014).

Die genannten Zahlen können aufgrund verschiedener Aufnahmemethodiken zu den im Projekt *InwertNatur* verwendeten Daten nicht zum direkten Vergleich herangezogen werden. Trotzdem kann festgehalten werden, dass die aktuelle durchschnittliche Menge an Totholz als starker Indikator für die Bewertung der Naturnähe geeignet ist.

1 Datengrundlagen

Die Grundlage für den Indikator Totholz bilden die erhobenen Daten der Permanenten Stichprobeninventur PSI II aus dem Jahre 2012. Die Stichprobenpunkte bedecken in einem systematischen Raster von 141 x 141m die Fläche des Nationalparks Sächsische Schweiz. Somit befindet sich eine Stichprobe pro 2ha Waldgebiet. Die Erhebung selbst erfolgt in Probekreisen mit verschiedenen Radien. Während der Erhebung wird unterschieden in liegendes und stehendes Totholz, wobei stehendes Totholz erst ab einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von 20cm in den Probekreisen PK6 und PK12 (mit Radien von 6 bzw. 12m) erfasst wird. Liegendes Totholz wird aufgenommen, wenn das Totholz eine Länge von über 2m aufweist und der Mitteldurchmesser mindestens 20cm beträgt. Liegendes Totholz wird ausschließlich in dem Probekreis PK12 erfasst (STAATSBETRIEB SACHSENFORST 2012).

2 Berechnung des Totholzvolumens

Zunächst wurde das Totholzvolumen des stehenden und liegenden Totholzes für jeden Einzelbaum errechnet und im Anschluss für jeden Probekreis getrennt summiert. Dabei fand die Baumneigung Berücksichtigung. Es ergaben sich drei Summen – jeweils eine für das stehende Totholz im PK6 (20 - <30cm BHD) und im PK12 (>30cm BHD) sowie für das liegende Totholz im PK 12 (≥ 20cm Mitteldurchmesser).

Die Trennung für das stehende Totholz war aufgrund der geplanten Hochrechnung auf einen Hektar erforderlich, da die PK verschiedene Grundflächen haben. Unter Berücksichtigung der tatsächlichen Fläche des Probekreises (PK6, PK12; Tabelle ‚Input_STP_Flaeche‘ in der PSI II Datenbank) wurde der Anteil des PK an 1ha ermittelt und das für den Stichprobenpunkt errechnete Totholzvolumen auf 1ha hochgerechnet. Durch Addition der drei Werte (Totholz stehend in PK6 und PK12, Totholz liegend in PK 12) konnte nun ein Totholzvorrat pro Hektar für den entsprechenden Stichprobepunkt ermittelt werden. Innerhalb der Nationalparkgrenze befinden sich nun 4241 Stichprobenpunkte mit Angaben zum Totholzvolumen (siehe Abbildung 1 links, Ausschnitt Vorderer Sächsische Schweiz).

Diese Informationen wurden nun auf die Fläche bezogen. Dafür wurden mittels Thiessen-Polygone ein flächendeckendes „Gitter“ berechnet. Dies erfolgt über die Zerlegung der Gesamtfläche in verschiedene Regionen. Diese Regionen werden durch lokale Zentren bestimmt, in diesem Fall die Stichprobenmittelpunkte. Jeder Punkt innerhalb des Nationalparks wurde zu dem ihm am nächsten gelegenen Stichprobenmittelpunkt (lokalen Zentrum) zugeordnet (euklidischer Abstand, siehe Abbildung 1 rechts).

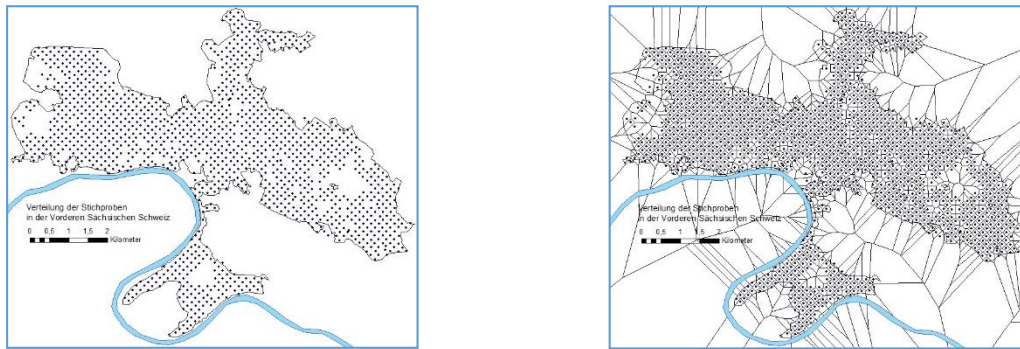


Abb. 1: Erstellen der Bezugsflächen für das Totholz am Beispiel der Vorderen Sächsischen Schweiz (links: PSI II Stichprobenpunkte, rechts: Thiessen-Polygone)

Durch die, aufgrund lokaler Gegebenheiten, auftretende Abweichungen in der Anordnung der Stichprobenpunkte (z. B. Felsen) können die erstellten Flächen (Regionen) in ihrer Größe variieren. Im Durchschnitt besitzen die Flächen eine Größe von 1,87ha, können aber auch eine Größe von maximal 3,77ha erreichen.

Im Anschluss erfolgte die Zuordnung in die 5 Kategorien für die anschließende Gesamtbewertung:

- Kategorie 5: > 100 m³/ha
- Kategorie 4: > 50 – 100 m³/ha
- Kategorie 3: > 20 – 50 m³/ha
- Kategorie 2: < 0 – 20 m³/ha
- Kategorie 1: 0 m³/ha

Die folgende Abbildung zeigt die Verteilung des Totholzes im Nationalpark Sächsische Schweiz:

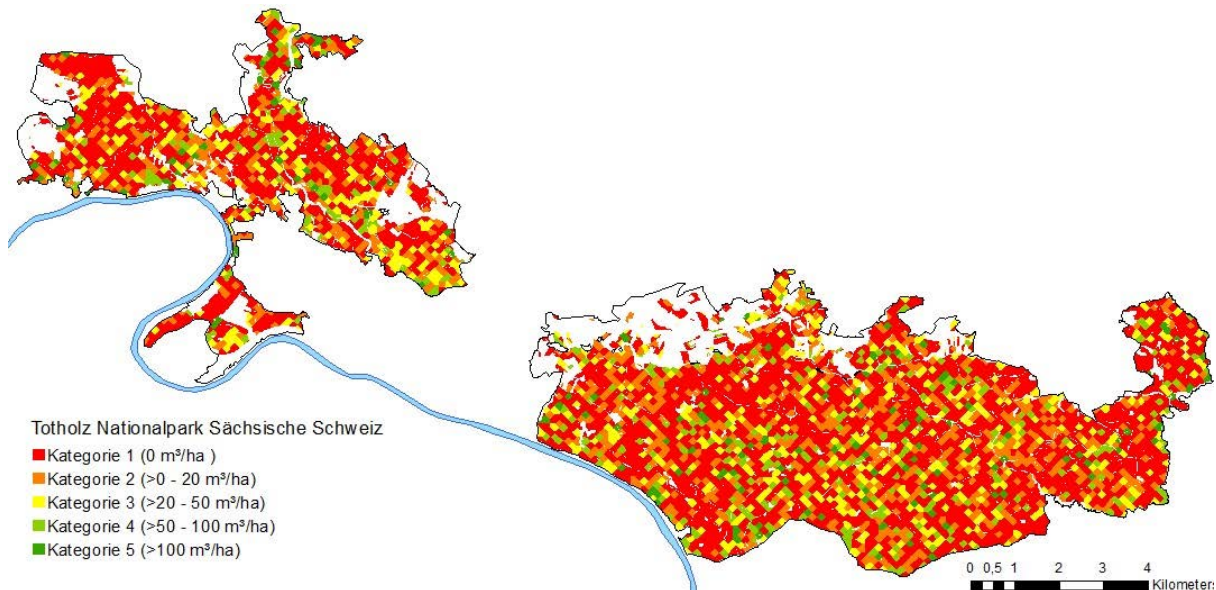


Abb. 2: Verteilung Totholz im Nationalpark Sächsische Schweiz

Dominiert wird dieser Indikator von der Kategorie 1 (54,7%), Flächen in deren Stichprobenkreisen kein Totholz gefunden worden. In der Vorderen Sächsischen Schweiz befinden sich südlich von Lohmen und Hohnstein größere Bereiche ohne Totholz-Vorkommen, so unter anderem auch im hinteren Teil des Nationalparks zwischen dem Vorderen und Hinteren Wildensteiner Wald.

Das Totholzvorkommen verteilt sich über den gesamten Nationalpark. Dabei ist Kategorie 2 mit 19,2% am stärksten vertreten gefolgt von Kategorie 3 (14,2%). Totholzvorkommen in den Kategorien 4 (8,2%) und 5 (3,7%) befinden sich auf 11,9% der Fläche des Nationalparks (siehe Abbildung 3).

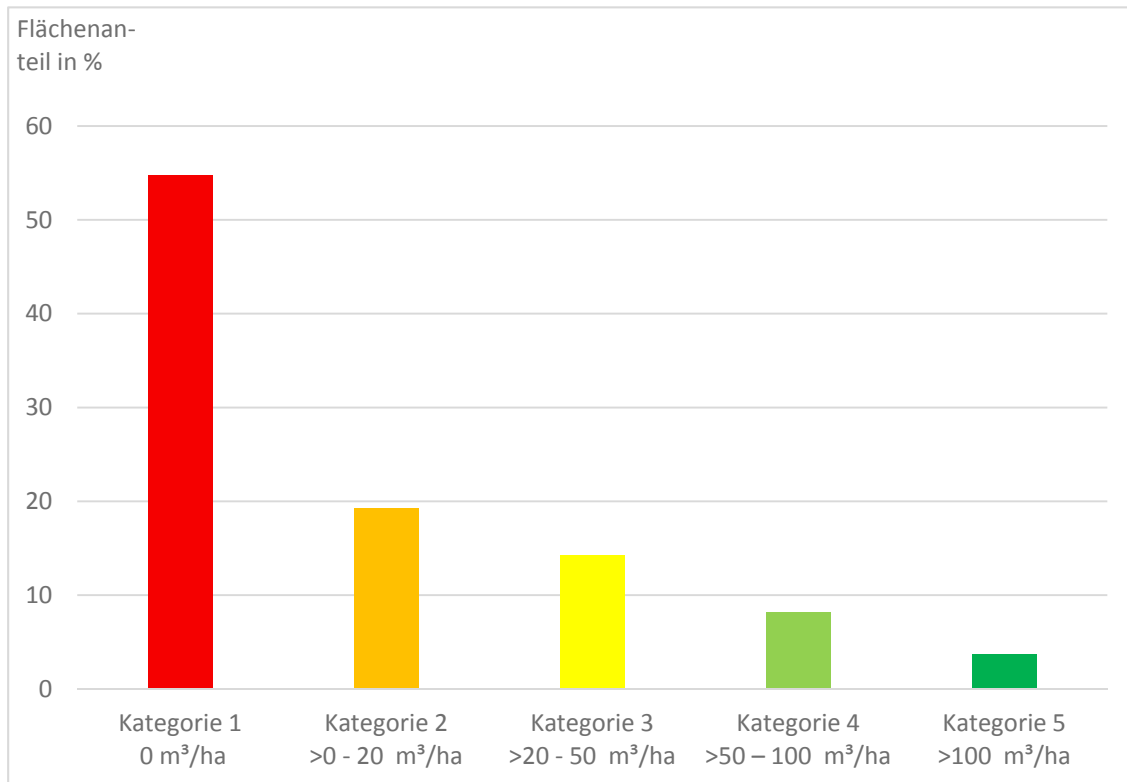


Abb. 3: Verteilung des Totholzes im Nationalpark Sächsische Schweiz auf die einzelnen Kategorien

3 Literatur

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft), 2014: Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 52 S.

Commarmot, B., Brändli, U.-B., Hamor, F. & Lavnyy, V. (Red.), 2013: Inventory of the Largest Primeval Beech Forest in Europe. A Swiss-Ukrainian Scientific Adventure. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL; L'viv, Ukrainian National Forestry University; Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve. 69 pp.

Korpel, S., 1997b: Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 31 (1997) 4, 151-155.

Staatsbetrieb Sachsenforst Nationalpark Sächsische Schweiz: „Permanente Stichprobeninventur II – Inventuranleitung“, Stand: Mai 2012

Naturnähebewertung – ein Ansatz für die Nationalparke Sächsische und Böhmisches Schweiz

Thomas Glaser & Susanne Winter

1 Einleitung

Um Aussagen über die Qualität der Naturlausstattung eines Gebietes treffen zu können, kann die Naturnähe eine grundlegende Information liefern. Sie ist großflächig darstellbar und kann für die Nationalparke Sächsische und Böhmisches Schweiz als Messinstrument für die durchgeführte langjährige Naturschutzarbeit verwendet werden. Nach Wiederholung einer solchen Bewertung (im Abstand einiger Jahre) lässt sich daran die Entwicklung und damit der Erfolg oder Misserfolg der realisierten Strategie ableiten.

Das Projekt *InwertNatur* hatte zum Ziel, Indikatoren für eine Naturnähebewertung zu erarbeiten, zu erproben und den Nationalparkverwaltungen zu übergeben.

2 Herangehensweise

Die Gesamtbewertung der Naturnähe wurde beispielhaft für das Territorium des Nationalparks Sächsische Schweiz durchgeführt. Das Verfahren ist aber prinzipiell auf andere Gebiete übertragbar.

Für die Bewertung der Naturnähe sind grundsätzlich drei wesentliche Schritte erforderlich:

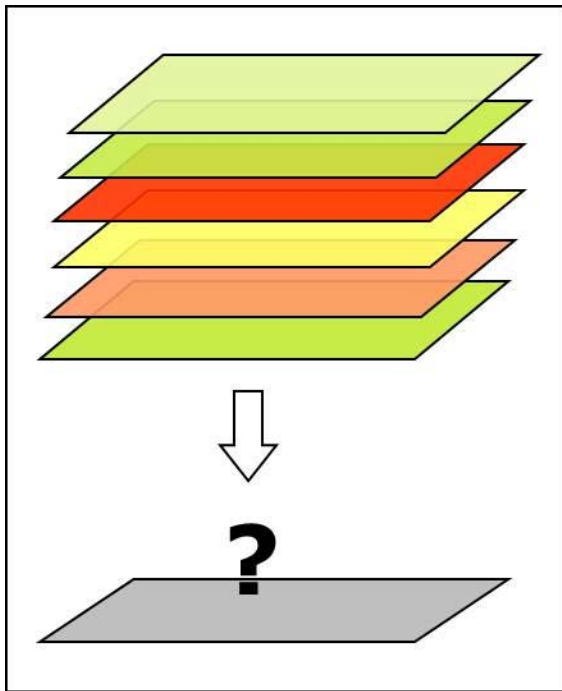
- 1) die Festlegung von Indikatoren,
- 2) die Definition von Bewertungsskalen für Einzelindikatoren,
- 3) Gesamtbewertung durch Verschneidung der Einzelindikatoren.

Als Indikatoren fungieren Daten, die geeignet sind, eine Aussage zur Naturnähe abzuleiten. Für das Bewertungsverfahren wurden folgende sechs Indikatoren verwendet:

- 1) Baumartenzusammensetzung,
- 2) Alter,
- 3) Periode ohne Nutzungseingriffe,
- 4) Kontinuität der Hauptbaumarten (bzw. -gruppen),
- 5) Totholz,
- 6) Abstand zu Störungsquellen.

Die Ergebnisse der Indikatoren liegen als Rasterdaten mit einer Pixelgröße von 1m x 1m vor. Sie bilden die Grundlage für die Zusammenführung. Zur Bewertung der sechs Indikatoren wurde jeweils eine 5-stufige Skala entwickelt, anhand deren eine Einzelaussage zur Naturnähe resultiert. In den Kapiteln 6 bis 9 (cz: 16 bis 19) werden die Skalen der **Bewertungskategorien** erläutert und die Ergebnisse der Einzelindikatoren vorgestellt. Die Bewertungskategorie 1 wurde jeweils der naturfernsten Ausprägung des Indikators zugeordnet, die Kategorie 5 der naturnächsten. Aus der Bewertung der Indikatoren ergeben sich theoretisch für jedes Pixel mehrere Tausend Bewertungskombinationen, tatsächlich treten hingegen nur 201 verschiedene Kombinationen auf.

Anhand der Verteilung der Bewertungen der Einzelindikatoren (Beispiel Abbildung 1) können zwei wiederkehrende Bewertungsstrukturen abgeleitet werden.



Die Bewertungen der 6 einbezogenen Einzelindikatoren müssen zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt werden.

Bei der Bewertung jedes Indikators können diesem 5 Kategorien zugewiesen werden (hier durch verschiedene Farben symbolisiert).

Abb. 1: Bewertung der Einzelindikatoren für eine Rasterzelle (Pixel)

1) Einerseits gibt es Rasterflächen, die bei der Bewertung durch Dominanz einzelner Bewertungskategorien geprägt worden sind. Als dominant auftretend gilt eine Kategorie, wenn die Einzelbewertung vier Mal auftritt (bei Bewertung von sechs Indikatoren). Die dominante Bewertung kann dabei natürlich auf jeder Bewertungskategorie vom naturfernen Bereich (Kategorie 1) bis zum naturnahen Bereich liegen (Kategorie 5). Zusätzlich gibt es Kombinationen von Bewertungskategorie. Eine Kombination besteht dabei aus zwei nebeneinanderliegenden Bewertungskategorien. Sie gilt als dominant, wenn deren Einzelbewertungen zusammen vier Mal vergeben wurden.

Insgesamt wurden vier Bewertungsstufen, die auf Dominanzen basieren, definiert (Tabelle 1). In zwei davon wurden Bewertungskategorien kombiniert: 1-2 für den naturfernen und 4-5 für den naturnahen Bereich.

2) Andererseits gibt es auf Rasterebene Bewertungsverteilungen der Einzelindikatoren, die keine Dominanz einer Bewertungskategorie oder einer -kombination von Kategorien aufweisen (gestreute Verteilung auf verschiedene Kategorien mit Tendenzen). Hierfür wurden zwei Bewertungsstufen ausgewiesen (Tabelle 1), die sich auf die verschiedenen Kategorien verteilen.

Für die Gesamtbewertung der Naturnähe sind nur die Rasterzellen verwendet worden, für die für jeden Indikator eine Bewertung vorlag. Beispielsweise fallen alle Wege und Straßen sowie die Nichtholzbodenflächen heraus, da für diese die waldbezogenen Daten fehlen. Die bewertete Fläche reduziert sich dadurch auf rund 7.150 ha. Das entspricht etwa drei Viertel der Fläche des betrachteten Nationalparks (rund 9.350 ha).

Die Auswertung der Daten erfolgte zunächst für den gesamten Nationalpark Sächsische Schweiz. In weiteren Schritten wurde der Fokus auf Flächen der ehemaligen NSG¹ und der (Total-) Reservate gerichtet, da für diese Bereiche angenommen werden kann, dass sie aufgrund ihres Schutzes forstlich anders (oder gar nicht) bewirtschaftet worden sind und sich dadurch die Naturnähe heute von der Gesamtfläche abweichend darstellen könnte.

¹ Die NSG sind mit der Gründung des NLPs Sächsische Schweiz im Jahr 1990 in diesem aufgegangen.

Tab. 1: Bewertungsstufen zur Gesamtbewertung der Naturnähe und deren Verteilung

BS*	Definition der Bewertungsstufen	Fläche [ha]	Anteil [%]
	<u>Dominanz**</u>		
D1+2	Dominanz in Kategorien 1, 2, oder 1+2	1.194,8	16,7
D3	Dominanz Kategorie 3	31,9	0,5
D4+5	Dominanz Kategorien 4, 5 oder 4+5 UND zählt nicht zu Bewertungsstufe 5 UND Verteilung der Bewertungen der Indikatoren auf max. 3 Kategorien	613,3	8,6
D5	Dominanz Kategorie 5	188,4	2,6
	<u>Verteilung</u>		
V2+3	keine Dominanz UND Verteilung der Bewertungen der Indikatoren auf 2-3 Kategorien UND nicht BS D1+2 oder D4+5	1.123,0	15,7
V4+5	keine Dominanz, da Verteilung der Bewertung der Indikatoren auf 4-5 Kategorien UND nicht BS D1+2 (oder D4+5)	4.000,3	55,9
	Summe	7.151,9	100,0
* BS = Bewertungsstufe, ** Dominanz = 4 Indikatoren (von 6 Indikatoren) wurden in dieser Kategorie (bzw. Kombination) bewertet.			

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtbewertung aller Indikatoren nach verschiedenen Bezugsflächen

Unter Anwendung der beschriebenen Herangehensweise konnte festgestellt werden, dass der Flächenanteil der durch Dominanz geprägten Bereiche (Tabelle 1 - Bewertungsstufen D) mit 28 % wesentlich geringer ist als der Teil, der durch eine heterogene Bewertung (Verteilung der Bewertung auf mehrere bis alle Kategorien; Tabelle 1 - Bewertungsstufen V) charakterisiert wird (72 %). Bereiche mit geringer Naturnähe (Bewertungsstufen D1+2 und D3) sind auf 17 % und Bereiche mit hoher Naturnähe (D4+5, D5) auf 11 % des Nationalparks zu finden (vgl. Tabelle 1). Flächen mit heterogener Bewertung (V2+3) sind auf 16 % anzutreffen. Den größten Flächenanteil nimmt die Bewertungsstufe V4+5 ein (56 %). Die hier zusammengefassten Rasterzellen sind durch eine sehr heterogene Bewertung der sechs Indikatoren charakterisiert. Es wurden mindestens vier der fünf Kategorien vergeben, d. h. es gibt in einer Rasterzelle gleichzeitig Indikatoren, die hohe, mittlere und geringe Naturnähe anzeigen.

Im Gebiet des Nationalparks Sächsische Schweiz sind Flächen aller Bewertungsstufen über den gesamten Nationalpark verteilt (siehe Abbildung 2). Trotzdem können verschiedene Bereiche mit hoher bzw. geringer Naturnähe ausgemacht werden, die im Folgenden kurz erläutert werden. Im Vergleich der Nationalparkteile Vordere und Hintere Sächsische Schweiz sind im Durchschnitt nur sehr geringe Unterschiede bezüglich der Bewertung festzustellen – der Anteil an Flächen mit geringer Naturnähe (Bewertungsstufe D1+2) ist im Teil der Hintere Sächsischen Schweiz, der mit höherer Naturnähe (Bewertungsstufen D4, D4+5) ist in der Vordere Sächsischen Schweiz höher (siehe Abbildung 3).

Bei Betrachtung der ehemaligen NSG-Bereiche fällt auf, dass die Flächenanteile der Bewertungsstufen D4+5 und D5 (überwiegend höhere Naturnähe) bei drei der fünf NSG (NSG Zechnig, NSG Polenztal und NSG Großer Winterberg-Zschand) wesentlich höher sind (27,2 %, 24,7 % und 21,2 %) als im Durchschnitt des gesamten Nationalparks (11,2 %) oder des NSG Bastei bzw. des NSG Kirnitzschklamm (10,7 % bzw. 9,7 %; siehe Abbildung 3). In Bezug auf die Bewertungsstufen mit überwiegend geringer Naturnähe (D1+2, D3) weisen alle NSG geringere Flächenanteile als im gesamten Nationalpark (hier 17,1 %) auf. Zwischen den einzelnen NSG sind deutliche Unterschiede zu erkennen. Während im NSG Zechnig 12,2 % der Fläche von diesen Bewertungsstufen eingenommen werden, sind es im NSG Polenztal nur 0,8 %. Die Anteile der anderen NSG liegen dazwischen: NSG Kirnitzschklamm mit 11,5 %, NSG Winterberg – Großer Zschand mit 8,8 % und NSG Bastei mit 7,3 %.

In allen vier (Total-)Reservaten kann im Vergleich zum gesamten Nationalpark eine noch deutlichere Erhöhung der Bewertungsstufen D4+5 und D5 festgestellt werden (Abbildung 3). Im Reservat Fischers Loch haben deren Anteile mit 38,7 % den höchsten Wert, im Reservat Dachsenhälter mit 15,2 % den geringsten (Anteil im NLP 11,2 %). Die Anteile der Reservate Böses Horn und Partschenhörner liegen in der Mitte (28,7 % und 34,3 %). Auffällig ist, dass die Kategorien mit Dominanz geringerer Naturnähestufen (D1+2, D3) in drei Reservaten (fast) nicht vorkommen (Dachsenhälter: Anteil 0 %, Partschenhörner: Anteil 0,6 %, Fischers Loch: Anteil 0,8 %). Ausnahme bildet das Reservat Böses Horn, welches mit einem Anteil von 15,8 % nur noch geringfügig unter dem Durchschnittsanteil des gesamten Nationalparks liegt (17,1 %).

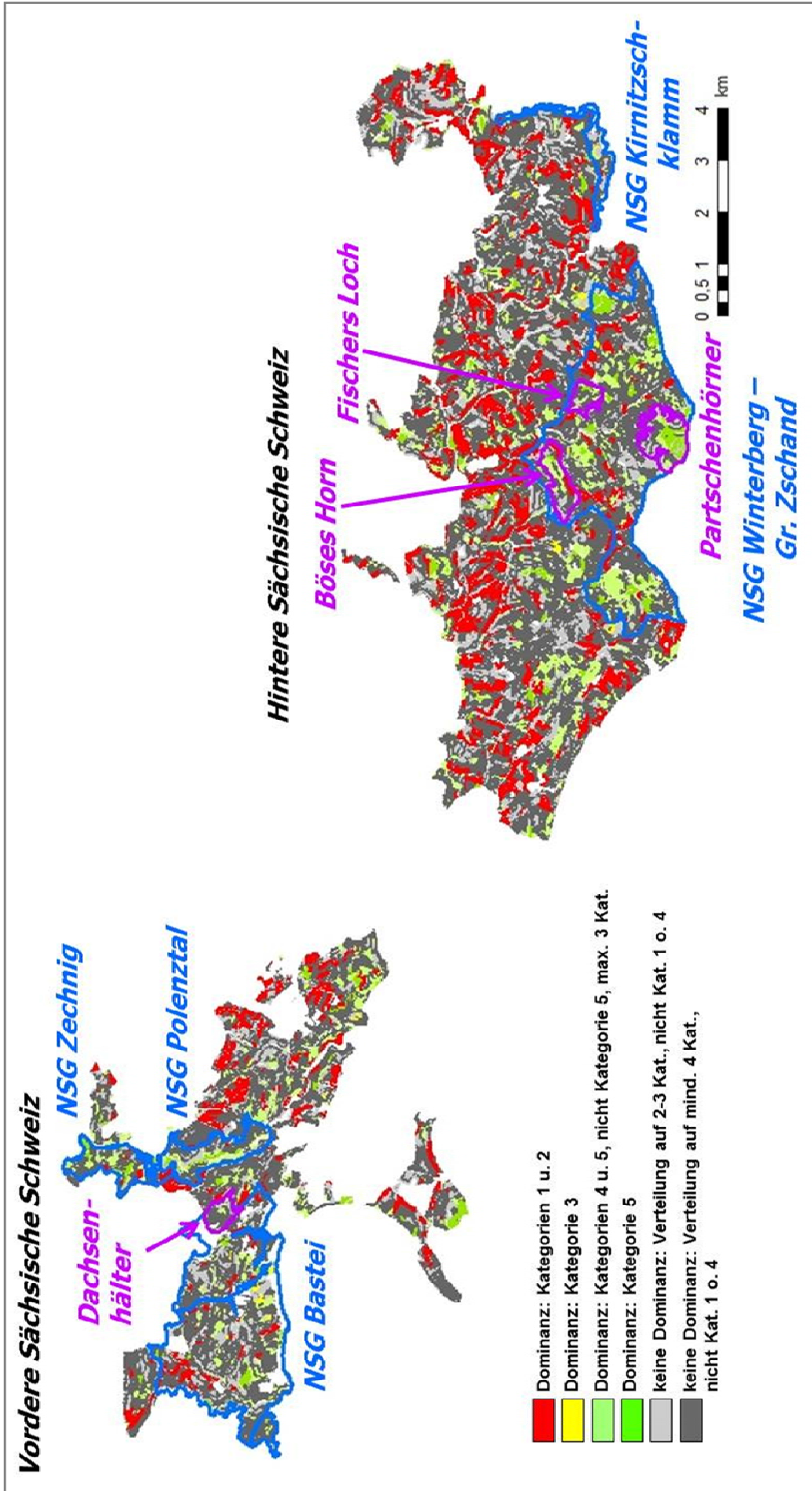


Abb. 2: Gesamtbewertung der Naturnähe für den NLP Sächsische Schweiz nach sechs definierten Bewertungsstufen

Erklärung

NLP SS = Nationalpark Sächsische Schweiz
 VSS = Vordere Sächsische Schweiz
 HSS = Hintere Sächsische Schweiz
 NSG = Naturschutzgebiet

Bewertungsstufen

Bewertungsstufe mit Dominanz einzelner Bewertungskategorien:

D1+2 = Dominanz in Kategorien 1, 2 od. 1+2

D3 = Dominanz Kategorie 3

D4+5 = Dominanz Kategorien 4, 5 oder 4+5 UND

nicht Bewertungsstufe 5 UND

Verteilung der Bewertungen der Indikatoren auf max. 3 Kategorien

D5 = Dominanz Kategorie 5

Bewertungsstufe mit Verteilung auf mehrere bis viele verschiedene Bewertungskategorien:

V2+3= keine Dominanz UND

Verteilung der Bewertungen der Indikatoren auf 2-3 Kategorien UND

nicht Bewertungsstufe D1+2 oder D4+5

V4+5= keine Dominanz, da Verteilung der Bewertungen der Indikatoren auf 4-5 Kategorien UND

nicht Bewertungsstufe D1+2 (oder D4+5)

Kategorien:

Bewertungskategorien für die einzelnen Indikatoren:

Kategorie 1 = naturfernste Bewertung des jeweiligen Indikators

...

Kategorie 5 = natur nächste Bewertung des jeweiligen Indikators

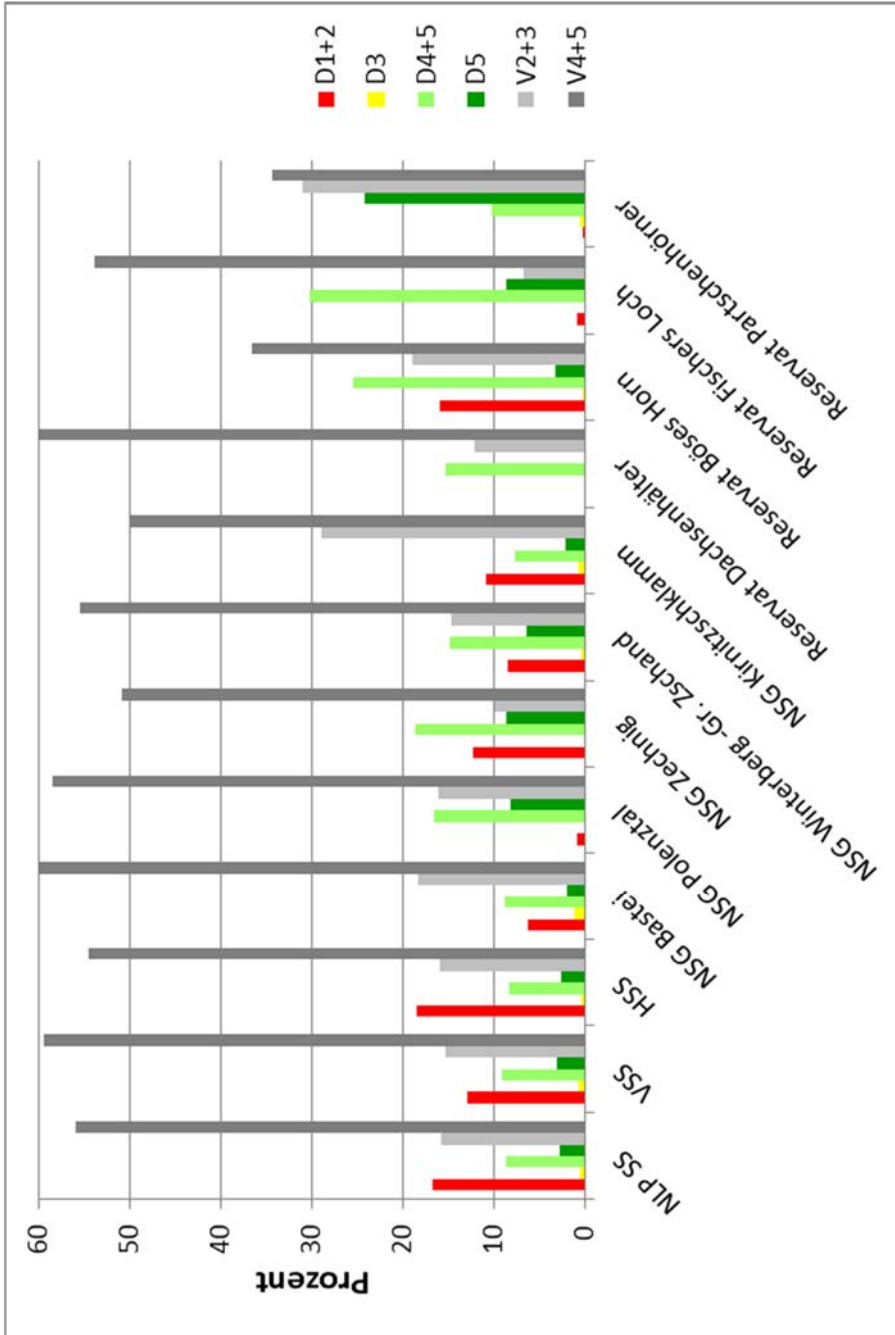


Abb. 3: Gesamtbewertung der Naturnähe für den NLP Sächsische Schweiz
 Darstellung der sechs unterschiedenen Bewertungsstufen für den gesamten NLP und für verschiedene darin gelegene Bezugsfläche

3.2 Bewertung der Einzelindikatoren

Betrachtet man die einzelnen Indikatoren im Vergleich, lässt sich ein unterschiedliches Bewertungsniveau der Einzelindikatoren erkennen. Zwei Indikatoren zeigen generell eine höhere Naturnähe (Kategorie 4-5) an als die vier anderen (Kategorie 2-3; siehe Abbildung 4).

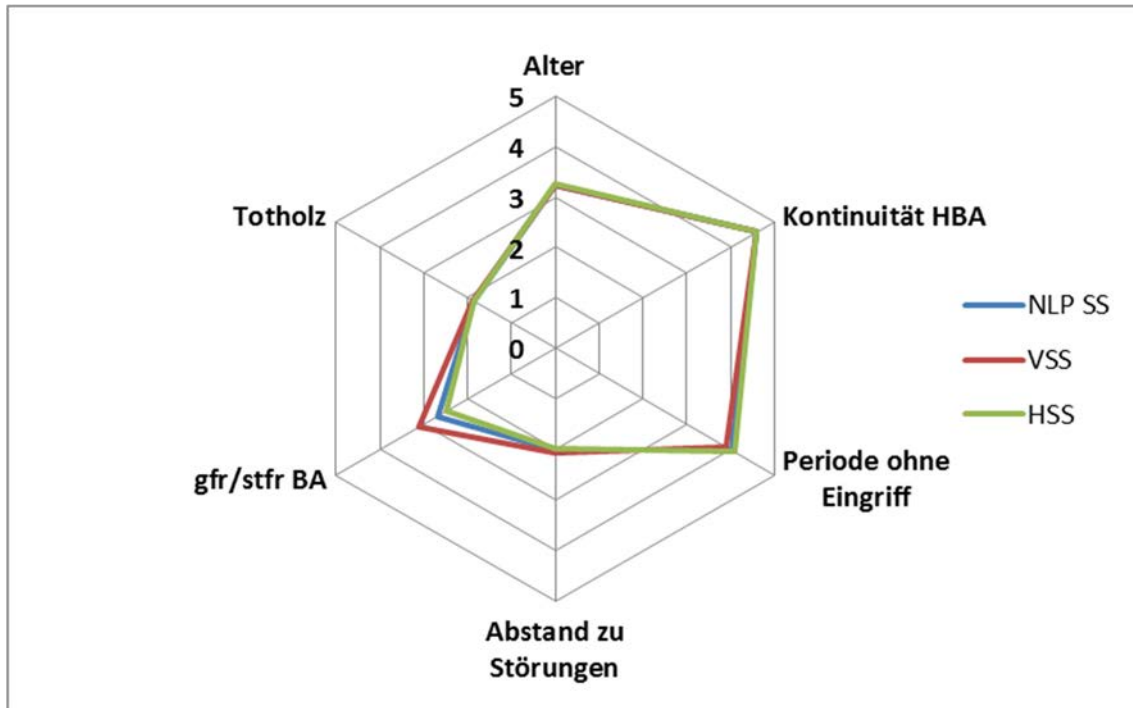


Abb. 4: Bewertung der einzelnen Indikatoren für den Nationalpark Sächsische Schweiz und die beiden Nationalparkteile; (NLP SS = Nationalpark Sächsische Schweiz, VSS = Vordere Sächsische Schweiz, HSS = Hintere Sächsische Schweiz, gfr/stfr BA = Baumartenzusammensetzung [Anteil gebiets- /standortsfremder Baumarten])

Kategorien mit höherer Bewertung sind:

- Kontinuität der Hauptbaumarten (bzw. -gruppen)
- Periode ohne Nutzungseingriffe.

Kategorien mit geringerer Bewertung sind:

- Abstand zu Störungen,
- Baumartenzusammensetzung,
- Totholz
- Alter.

Bezogen auf den gesamten Nationalpark erreicht die ‚Kontinuität der Hauptbaumarten‘ den höchsten durchschnittlichen Wert von 4,6, ‚Periode ohne Eingriff‘ den zweithöchsten (\bar{x} 4,0). Der Indikator ‚Totholz‘ wird hingegen am geringsten bewertet (\bar{x} 1,9), gefolgt von den Indikatoren ‚Abstand zu Störungen‘ (\bar{x} 2,0), ‚Baumartenzusammensetzung‘ (\bar{x} 2,7) und ‚Alter‘ (\bar{x} 3,2). Zwischen den Nationalparkteilen treten fast keine Verschiebungen auf. Lediglich beim Indikator Baumartenzusammensetzung ist eine Differenzierung zu finden (Abbildung 4). In der Vorderen Sächsischen Schweiz ist gegenüber dem Gesamt-Nationalpark eine höhere Bewertung festzustellen (\bar{x} 3,1), in der Hinteren Sächsischen Schweiz eine geringfügig geringere (\bar{x} 2,5).

Das Grundmuster der Bewertung findet sich unabhängig vom Bezugsraum (NLP, NLP-Teile, NSG, Reservate) wieder (siehe Abbildungen 4 bis 6).

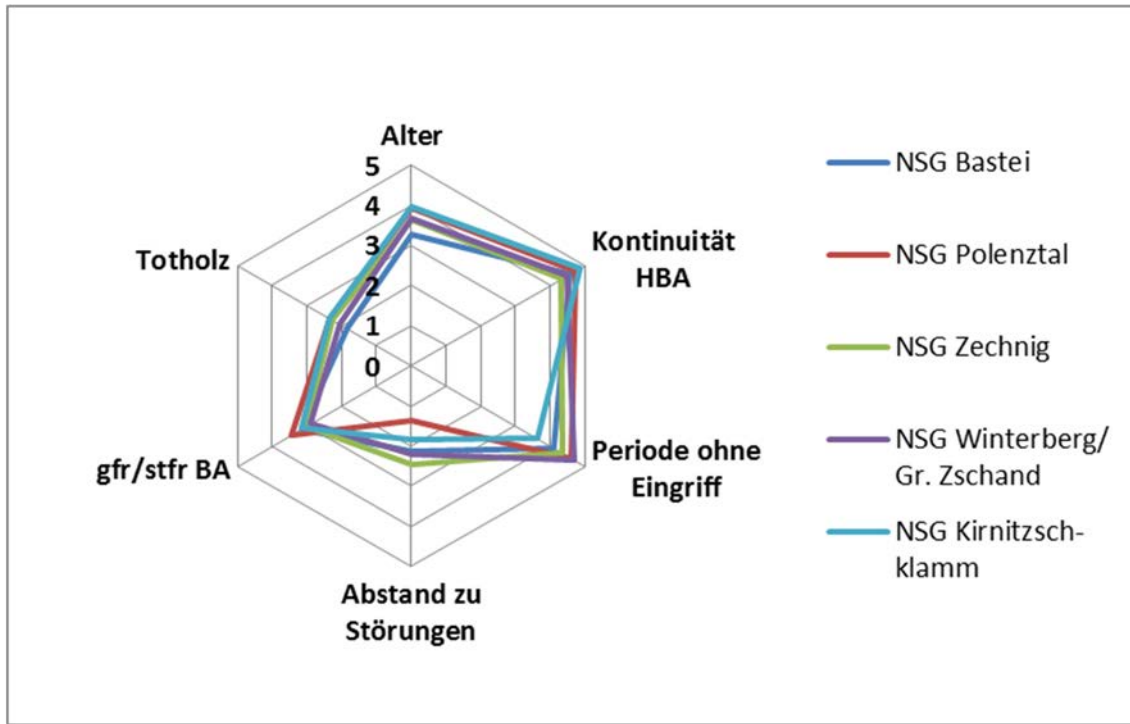


Abb. 5: Bewertung der einzelnen Indikatoren in den ehemaligen Naturschutzgebieten; (NSG = Naturschutzgebiet, gfr/stfr BA = Baumartenzusammensetzung [Anteil gebiets- /standortsfremder Baumarten])

Bei der Betrachtung der Bewertungen der einzelnen Indikatoren innerhalb der NSG fällt auf, dass die Differenz bei drei Indikatoren nur bis 0,5 Kategorien beträgt, beim ‚Alter‘ 0,7. Nur bei den Indikatoren ‚Periode ohne Eingriffe‘ und ‚Abstand zu Störungen‘ sind Schwankungen von 1,1 Kategorien festzustellen (Abbildung 5). Die Indikatoren der einzelnen NSG schneiden dabei im Vergleich zu den anderen NSG unterschiedlich ab. Das soll am Beispiel des NSG Polenztal verdeutlicht werden. Während die ‚Baumartenzusammensetzung‘ am besten bewertet wird und die Indikatoren ‚Kontinuität der Hauptbaumarten‘, ‚Periode ohne Eingriff‘, ‚Totholz‘ und ‚Alter‘ ebenfalls sehr gut abschneiden (2. Rang), erreicht der Indikator ‚Abstand zu Störungen‘ nur den letzten Platz (siehe rote Linie in Abbildung 5).

Am größten sind die Unterschiede in der Bewertung beim Vergleich der Reservate (Abbildung 6). Während bei drei Indikatoren kaum (Totholz: 0,2; Kontinuität der Hauptbaumarten: 0,3) oder nur geringe Schwankungen (Baumartenzusammensetzung: 0,6) auftreten, liegen die Minimal- und Maximalwerte bei den anderen drei Indikatoren mit über einer Kategorie (Periode ohne Eingriff: 1,1; Abstand zu Störungen: 1,4; Alter: 1,5) weit auseinander.

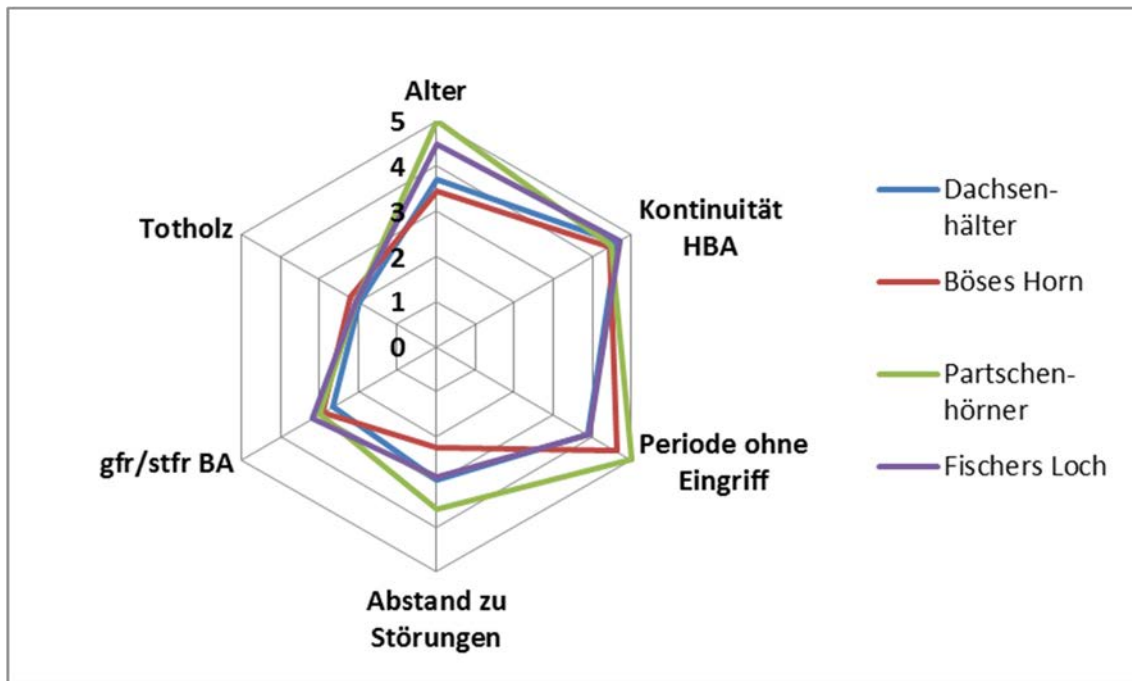


Abb. 6: Bewertung der einzelnen Indikatoren für die Reservate; (gfr/stfr BA = Baumartenzusammensetzung [Anteil gebiets- /standortsfremder Baumarten])

4 Zusammenfassung und Diskussion

Die Gesamtbewertung des Gebietes des Nationalparks Sächsische Schweiz zeigt eine sehr heterogene Naturnähe an. Über die gesamte Fläche verteilt finden sich naturnahe und naturferne Bereiche. Überdurchschnittliche Naturnähe konnte in den ehemaligen NSG-Flächen Polenztal, Zechnig und Großer Winterberg-Zschand sowie in den ehemaligen Reservaten, aber auch in weiteren Bereichen des Nationalparks Sächsische Schweiz, wie z. B. dem Gebiet zwischen Schrammsteinen und Rauschenstein sowie dem Gebiet um den Heringstein festgestellt werden.

Flächen mit geringer Naturnähe treten ebenfalls verteilt auf. Bemerkenswert ist die Konzentration dieser Flächen im nördlichen Teil der Hinteren Sächsischen Schweiz (z. B. nördlich der Zeughausstraße bis zur Kirnitzsch) und im Nordosten und Nordwesten der Vorderen Sächsischen Schweiz (z. B. südwestlich der Brandstraße bei Hohnstein und nördlich vom Brandweg).

Die Naturnähe des Nationalparks fällt bezüglich der Bewertung der einzelnen Indikatoren auf knapp drei Viertel der Gesamtfläche z. T. sehr verschieden aus. Die Spanne reicht dabei von Bewertungskategorie 1 bis 5 – nicht selten auf ein und derselben oder einer benachbarten Fläche. Lediglich bei einem reichlichen Viertel der Gesamtfläche dominieren bestimmte Bewertungskategorien – darunter Flächen mit überwiegend geringer Naturnähe und - mit einem etwas höheren Anteil - Flächen mit überwiegend hoher Naturnähe. Dieser Befund wird als charakteristisch für Entwicklungsnationalparke angenommen. Diese sich in Entwicklung befindlichen Nationalparke blicken in ihren noch meist kleinen Kernzonen (im NLP Sächsische Schweiz ‚Naturzone A‘) auf eine relativ geringe Dauer des Prozessschutzes zurück, sodass ihre Dynamik hin zur charakteristischen Naturnähe erst partiell begonnen hat. Andere Flächen unterliegen Entwicklungsmaßnahmen aufgrund ihrer noch relativ hohen Naturferne, sodass hier ebenfalls anhand der Indikatoren ein meist differenziertes Bild unterschiedlicher Bewertungen vorliegt.

Einige Indikatoren schlagen dabei generell höher aus als andere. Die Differenzen sind durch unterschiedliche qualitative Ausprägung der Indikatoren bedingt. So spiegelt sich der generelle Mangel an ‚Totholz‘ deutlich in der Bewertung wider (vgl. Beitrag „Kleinstrukturen - Totholz“, S. 55ff). Durch natürliche Entwicklung der Waldflächen mit zunehmendem Anteil höherer Wuchsklassen wird zukünftig auch der Anteil an Totholz zunehmen. Der Indikator wird damit auch in Zukunft gut zur Bewertung der Naturnähe geeignet sein.

Der ‚Abstand zu Störungen‘ weist unter Einbezug der Kletterwege ein relativ dichtes Wegenetz und damit eine geringe Naturnähe aus (vgl. Beitrag „Zerschneidung durch anthropogene Strukturen und deren Einfluss“, S. 43ff). Die Frequentierung der Wege und Straßen wurde bislang jedoch nicht berücksichtigt. Durch Einbezug dieser Daten wäre eine deutliche Differenzierung des Störeffektes möglich. Generell sollte nochmal seitens

der Nationalparkverwaltung geprüft werden, ob bestimmte weitere Räume hinsichtlich der Besucherlenkung abgesichert werden könnten. Gerade bei einer noch wachsenden Zahl an Touristen, sind der Erhalt und eine zusätzliche Stärkung von Ruheräumen für die Natur von hoher Bedeutung. Das Gebiet sollte – wo immer möglich - noch stärker durch Besucherkonzentration und -lenkung beruhigt werden.

Die ‚Baumartenzusammensetzung‘ ist durch das Vorkommen von Fichte (*Picea abies*, nur außerhalb von Schluchten und steilen Nord-Hängen ab 5 % Anteil) sowie gebietsfremden Baumarten (z. B. *Larix decidua*, *Quercus rubra*; ab 0 %) abgewertet worden (vgl. Beitrag „Verbreitung von standortfremden Fichtenvorkommen und gebietsfremden Baumarten“, S. 51ff). Eine deutliche Reduzierung der Fichte auf nicht standortgerechten Flächen sowie die Entnahme von gebietsfremden Baumarten würde bis 2030, dem Zeitpunkt der Aufgabe des Managements auf 75 % der Nationalparkfläche, durch Waldumbaumaßnahmen nur unter sehr großen finanziellen und personellem Aufwand und hoher Gebietsstörung möglich sein. Es ist somit zu erwarten, dass der Indikator bei hohem Anteil an Fichte zu Beginn des Prozessschutzes vorerst nur geringe Veränderungen aufzeigen können wird. Erst nach einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten wird die mit diesem Indikator gemessene Ausprägung der Naturnähe spürbar ansteigen. Empfohlen wird, bis 2030 die konsequente Entnahme von gebietsfremden Baumarten (besonders der konkurrenzstarken Arten) sowie das punktuelle Einbringen von heimischen Baumarten auf deren natürlichen Standorten, besonders wenn keine Mutterbäume in der Nähe vorhanden sind (z. B. *Ulmus spec.*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*), zu realisieren.

Das ‚Alter‘ der Bestände wird in der weiteren Entwicklung des Nationalparks als Indikator an Bedeutung verlieren und nicht mehr als Indikator genutzt werden können. Die Altersangaben resultieren aus der schlagweisen Bewirtschaftung (vgl. Beitrag „Entwicklung der Waldbestände seit 1840/42“, S. 35ff). Mit Beginn des Prozessschutzes setzt eine Entwicklung hin zu einem ungleichaltrigen Bestand ein. Die Altersspanne wird dadurch immer größer. Das Bestandesalter ist für Auswertungen dann nicht mehr nutzbar. Die aktuell mittlere Bewertung dieses Indikators resultiert daraus, dass im Bereich des Nationalparks die Anteile sehr alter, aber auch junger Bestände nicht sehr hoch sind. Knapp zwei Drittel der Waldflächen befinden sich in den Altersklassen 4-7 (61-140 Jahre, Kategorie 3-4).

Der Indikator ‚Periode ohne Eingriff‘ gehört zu den Indikatoren mit höherer Bewertung. Aufgrund der Datenlage konnte nur eine Zeitspanne von 15 Jahren betrachtet werden (1998 bis 2013, vgl. Beitrag S. 35ff). Die Bewertungsskala wurde auf diesen Zeitraum angepasst, sodass ein Eingriff im Zeitraum 1998 bis 2001 bereits die zweithöchste Bewertung bekam (Kategorie 4), obwohl der Eingriff u. U. gerade 13 Jahre her ist. Flächen ohne Eingriffe im genannten Zeitraum erhielten die höchste Bewertung (Kategorie 5), eine Differenzierung innerhalb dieser Kategorie war aber nicht möglich. Durch weitere Recherchen des Vollzuges vor 1998, ergäbe sich hier ein differenzierteres Bild, die derzeit hohe Bewertung würde sich teilweise nach unten verschieben.

Der Indikator ‚Kontinuität der Hauptbaumarten‘ bewertet die Veränderung der Hauptbaumart durch Vergleich von zwei Zeitpunkten im Abstand von ca. 90 Jahren (vgl. Beitrag S. 35ff). Es ist der Versuch, die Baumartenveränderung – also die Entwicklung der Bestände – in die Bewertung einzubeziehen. Aufgrund des Informationsgehaltes der historischen Daten, der sich nur auf die bestandsbildende (dominierende) Baumart bezieht und keine Aussagen zu Mischbaumarten erlaubt, war es nicht möglich, die Veränderung der Baumartenzusammensetzung (Baumartendynamik) mit in die Auswertung eingehen zu lassen. Dadurch wird der Indikator als sehr schwach im Hinblick auf die Eignung zur Naturnähebewertung eingeschätzt. Unter Einbezug der Baumartenzusammensetzung (historisch und aktuell) wäre der Aussagewert dieses Indikators deutlich zu verbessern.

Methodisch werden die Ergebnisse maßgeblich durch die gewählten Skalen zur Bewertung beeinflusst. Durch die Verwendung feinerer Bewertungsskalen könnten Unterschiede besser herausgearbeitet werden. Die Wahl anderer Endpunkte (für höchste Naturnähe) führte zu Verschiebungen der Bewertung nach oben oder unten.

Empfohlen wird die Ergänzung des Spektrums an Indikatoren durch solche, die stark mit Naturnähe korreliert sind wie z. B. die Kleinstrukturen an lebenden Bäumen (Biotopbäume), oder die Entwicklungsphasen. Dadurch könnte der Aussagewert der Ergebnisse noch optimiert werden. Rohdaten dazu liegen für den Nationalpark Sächsische Schweiz bereits vor. Da sie aber erst im Herbst 2014 für das Projekt zur Verfügung standen, konnten sie aus zeitlichen Gründen nicht mehr einbezogen werden.

5 Fazit

Das vorgestellte Bewertungsverfahren ist eine Methodik zur Ermittlung der Naturnähe im Bereich des Nationalparks Sächsische Schweiz. Die Anwendung auf andere Gebiete, wie auf den angrenzenden Nationalpark Böhmisches Schweiz, ist möglich. Das Bewertungsverfahren ist in der geringen Projektlaufzeit und unter Nutzung der zur Verfügung stehenden Datengrundlagen so ausgearbeitet worden, dass es durch die Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz direkt für das Monitoring zur Bewertung der Naturnähe übernommen werden kann. Insgesamt ist den Nationalparkverwaltung aber zu empfehlen, die Methodik durch weitere Verfeinerung der Bewertungsskalen und Ergänzung um weitere aussagekräftige Indikatoren noch zu vertiefen. Die vorgelegte Konzeption und Methodik zur Naturnähebewertung kann als Messinstrument für die Entwicklung von einem durch bewirtschaftete Wälder und Forsten geprägten hin zu einem durch Naturwälder im Prozessschutz bestimmten Nationalpark genutzt werden. Die Etablierung eines solchen Monitorings zur Bewertung der Naturnähe ist im Hinblick auf eine Erfolgskontrolle des Nationalparks wünschenswert.



Ein grenzübergreifender Naturraum ...

Die Nationalparkverwaltungen in der Sächsischen und Böhmisches Schweiz stehen vor der Aufgabe, die ehemals intensiv forstwirtschaftlich genutzten Wälder mittelfristig in einen naturnäheren Zustand zu überführen. Im aktuellen Waldumbau werden in den betreffenden Beständen derzeit die strukturellen Grundlagen für diese Entwicklung geschaffen. Die als naturnah definierten Ziele betrachten die Wälder in ihrer Artenausstattung als stabile Ökosysteme. Die wirkenden dynamischen Prozesse

und funktionalen Zusammenhänge sind dabei bislang noch nicht ausreichend berücksichtigt worden. Für die Bewertung der Naturnähe und als Erfolgskontrolle für die eingeleitete Entwicklung sind neben der Artenausstattung weitere Bezugsgrößen, wie die Strukturvielfalt und natürliche Dynamik eines Bestandes, aber auch die Nutzungsgeschichte und der gegenwärtige Kultureinfluss zu berücksichtigen.

Im Rahmen des Ziel3/Cíl3 Projektes *InwertNatur* wurden in grenzübergreifender Zusammenarbeit zwischen der TU Dresden (Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz) und dem Institut für Botanik der Tschechischen Akademie der Wissenschaften Indikatoren erarbeitet, die es ermöglichen, für ausgewählte Bereiche den Wert der Landschaft innerhalb der Nationalparkgrenzen zu erfassen und zu bewerten.

Přeshraniční přírodní prostředí ...

Na území národních parků České Švýcarsko i Saské Švýcarsko se rozkládají historicky intenzivně hospodářsky využívané lesy. Správy obou parků nyní pracují na tom, aby je převedly do přírodě blízkého stavu. Aktuální lesní management je v současné době namířen na změnu struktury lesů. Lesy, které mají přírodě blízké druhové složení, jsou totiž stabilnějšími ekosystémy než lesy hospodářské. Při hodnocení přirozenosti a zkoumání vývoje struktury lesa nelze však vycházet jen z druhové struktury. Je třeba zohlednit další faktory, jakou je strukturní rozmanitost a přirozená dynamika porostu stejně jako historie využívání a současné kulturní vlivy.

V rámci projektu *InwertNatur*, podpořeného z programu EU Cíl 3, byly v rámci přeshraniční spolupráce mezi Technickou univerzitou v Drážďanech, Ústavem fotogrammetrie a dálkového průzkumu, Ústavem pro obecnou ekologii a ochranu životního prostředí (TU Dresden, Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz) a Botanickým ústavem Akademie věd České republiky vyvinuty indikátory, které pro vybrané oblasti krajiny v rámci hranic národních parků do jisté míry umožňují dokumentovat a vyhodnotit přírodní hodnotu krajiny.



Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung: Investition in Ihre Zukunft / Evropská unie. Evropský fond pro regionální rozvoj: Investice do vaší budoucnosti



Ziel 3 | Cíl 3

Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
2007-2013. www.ziel3-cil3.eu

Das Projekt „Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe“ (kurz: InwertNatur) wurde im Rahmen des Ziel3 Programms zur Förderung der grenzübergreifenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik realisiert. Es wurde im Förderbereich Verbesserung der Situation von Natur und Umwelt bewilligt und aus Mitteln der Europäischen Union, der Tschechischen Republik und des Freistaates Sachsen finanziert.

Projekt „Indikátory pro hodnocení přírodě blízkého prostředí“ (zkráceně: InwertNatur) byl realizován v rámci programu Cíl 3 na podporu přeshraniční spolupráce mezi Svobodným státem Sasko a Českou republikou. Byl schválen v oblasti podpory Zlepšení situace přírody a životního prostředí a byl financován z prostředků Evropské Unie, České republiky a Svobodného státu Sasko.