

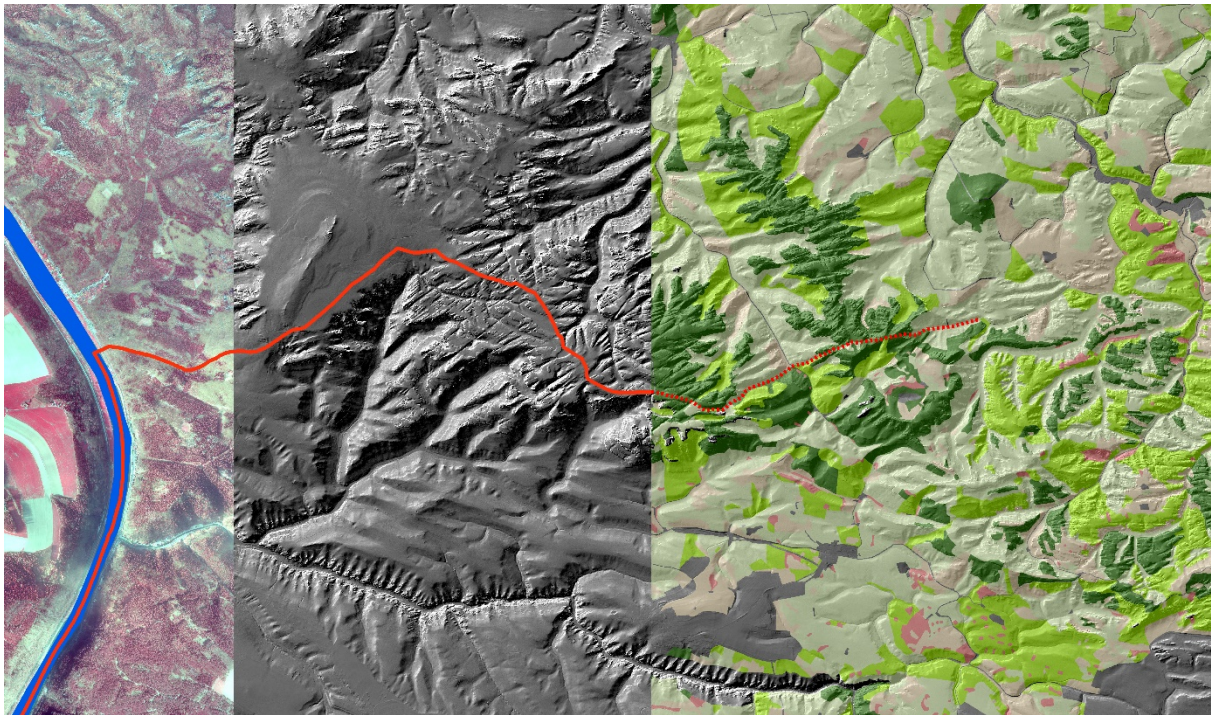
Elmar Csaplovics / Ulrike Seiler / Jan Wild / Susanne Winter

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 Waldbiozöosen 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 hemerochore 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 |

***Indikátory pro hodnocení
přírodě blízkého prostředí***

Specifická stanoviště – cenné rokle

Matěj Man & Jan Wild

1 Stručný popis indikátoru

Rokle s unikátním prostředím inverzního a stabilního klimatu s výskytem místně specifických druhů rostlin a mechorostů nebo mající díky morfologii terénu potenciál takové druhy hostit.

2 Motivace

Členitý reliéf pískovcového skalního města vytváří unikátní stanoviště, která hostí pro danou nadmořskou výšku a zeměpisnou polohu netypické druhy flory i fauny. Jedním z těchto stanovišť jsou stinné a vlhké rokle. Díky fenoménu teplotní inverze zde můžeme nalézt vysokohorské druhy cévnatých rostlin, např. čípek objímavý (*Streptopus amplexifolius*), vranec jedlový (*Huperzia selago*) a mechorostů, např. mokřanku oddálenou (*Hygrobiella laxifolia*). Vlhké a teplotně stabilní prostředí svědčí i druhům atlantským, které se zde vyskytují hojněji než v okolní krajině, jako např. mokřýš vstřícnotlý (*Chrysosplenium oppositifolium*), nebo zde dosahují západního okraje svého rozšíření, jako např. vláskatec tajemný (*Trichomanes speciosum*), či dokonce představují jediný výskyt v ČR (lišejník *Cladonia subcervicornis*). Podrobný přehled druhů a stanovišť podává např. (HÄRTEL et al. 2013) nebo (HÄRTEL et al. 2007, HÄRTEL et MARKOVÁ 2005).

Předchozí výzkum ukázal, že specifická stanoviště je určována především abiotickými činiteli, tedy morfologií terénu, případně charakterem podloží a na něm vyvinutých půd (WILD et al. 2013). Ovšem ne všechny rokle vytvářejí takto specifické prostředí. Velmi dobrým indikátorem cenných roklí je výskyt specifických druhů rostlin (viz str. 91 - 98) především pak mechorostů. Výskyt mechorostů bývá doložen jen sporadicky a vzhledem k nedostatku odborníků i členitosti území, která znesnadňuje jeho průzkum, nelze předpokládat, že se tato situace v dohledné době výrazně zlepší. Při výběru cenných roklí tedy nezbyvá než spoléhat na abiotické činitele, především na morfologii terénu, jejíž popis je díky přesnému digitálnímu modelu terénu dostupný spojitě pro celé území obou národních parků.

3 Metodika

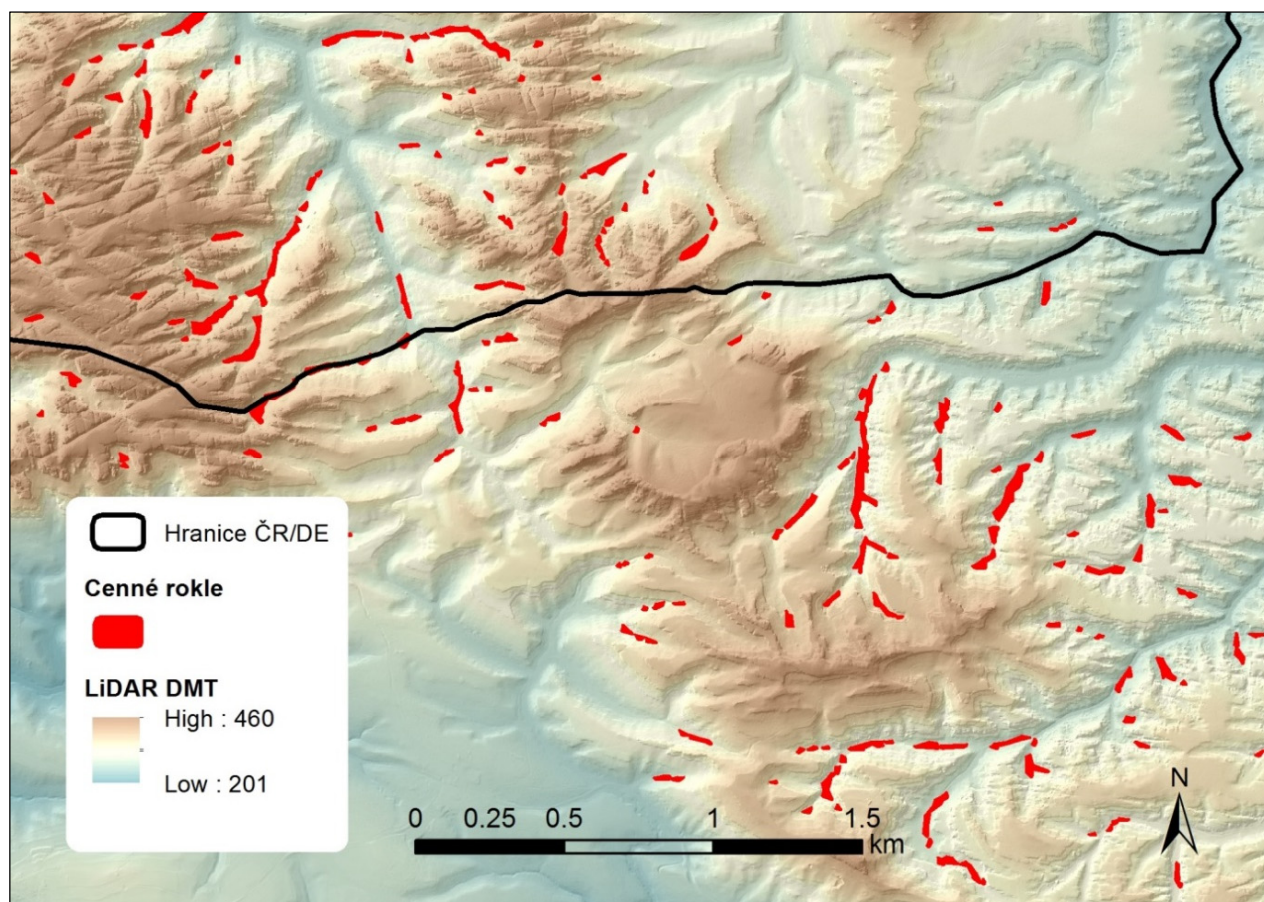
Základem pro vytvoření indikátoru „specifická stanoviště“ byl digitální model terénu získaný z leteckého laserového skenování. Podrobný model terénu s velikostí buněk 1 x 1m vytvořila v roce 2006 Technická univerzita v Drážďanech, Institut pro fotogrammetrii a dálkový průzkum Země (TU DRESDEN 2007). Digitální model byl dodán ve formě dlaždic podle čtvercové sítě v souřadném systému S-JTSK (Křovák) s velikostí čtverců 2500 x 2000m. Pro potřebu projektu byly vybrány pouze ty čtverce, které s přesahem odpovídají hranicím národních parků Českého a Saského Švýcarska. Přesah dlaždic byl volen s ohledem na zachování povodí roklí, které bylo důležité pro další odvozování geomorfologických parametrů. Dlaždice zájmového území byly spojeny do jediného rastru v software ArcGIS 10.1.

Pro odvozování geomorfologických a topoklimatických parametrů byl však původní model terénu příliš podrobný. Nad digitálním modelem s rozlišením 1 x 1m nebylo možné provést požadované odvození dílčích parametrů a to ani s nadprůměrným výpočetním vybavením. Proto jsme rozlišení modelu terénu snížili na 2 x 2 metry a 5 x 5 metrů pomocí software SAGA 2.0.8 metodou „Multilevel B-Spline Interpolation“ (LEE et al. 1997) [nastavení: maximum Level = 14, vše ostatní = default]. Snížené rozlišení modelu již bylo výpočetně únosné a stále dostatečně informativní. Model terénu zůstal díky zvolené technice dobře čitelný a hladký pro potřeby dalších analýz.

S využitím software ArcGIS 10.1. s příslušnými extenzemi a software SAGA 2.0.8. jsme odvodili 13 různých topografických parametrů od nejjednodušších, jako je expozice či sklon, po komplexní založené na modelování povrchového odtoku (topografický vlhkostní index) nebo proměnlivém osvětlení terénu v průběhu roku (potenciální celková sluneční radiace). Přehled všech parametrů včetně použitého software a literárního odkazu uvádí tabulka 1. Jednotlivé vrstvy či jejich kombinace byly využity i při odvozování dalších indikátorů, především pak limitního zastoupení smrku (viz. Str. 83 - 90) a prediktivního modelování výskytu vybraných

druhů cévnatých rostlin (viz. Str. 96 - 98). Tabulka 1 tedy uvádí všechny odvozené parametry s vyznačením těch, které byly využity pro odvození „cenných roklí“.

V případě tohoto indikátoru jsme vybrané topografické parametry použili pro identifikaci cenných roklí. Využili jsme metody řízené klasifikace známé z oboru analýzy dat dálkového průzkumu země (DPZ). Jednotlivé pixely obrazu jsou při této metodě přiřazovány předem definovaným třídám na základě matematicky či statisticky definované podobnosti s charakteristikami konkrétní třídy. Třídy jsou definované uživatelem a to výběrem území nad obrazem ve formě tzv. trénovacích množin (polygon ohraničující území, kde všechny pixely příslušející jedné třídě, např. listnatý les). Pro každou třídu je spočtena její charakteristika z několika obrazových kanálů, které zachycují různé části spektra. My jsme jednotlivé kanály nahradili topografickými parametry (viz tabulka 1). Jako trénovací množinu pro klasifikaci jsme označili několik míst na dnech roklí, které známe a o kterých víme, že jsou z hlediska ochrany přírody zvláště cenné. Data jsme klasifikovali metodou Maximum Likelihood s jednou nulovou třídou. Pro účely vizualizace byl výsledek klasifikace převeden na vektorovou vrstvu a vyhlazen bufferem o velikosti 5 m (Obr. 1).



Obr. 1: Příklad vybraných „cenných roklí“ metodou řízené klasifikace s využitím topografických parametrů odvozených z přesného digitálního modelu terénu.

Tab. 1: Přehled topografických parametrů odvozených z digitálního modelu terénu. Vyznačeny jsou parametry, které byly použity pro odvození cenných roklí (X). Použitý software S = SAGA 2.0.8., A = ArcGIS 10.1 Pokud není uvedeno jinak, pro výpočet parametrů bylo použito defaultně nastavených vstupů daného software.

| Parametr | Popis | Cenné rokle | Software | Literární odkaz |
|--------------------------------------|---|--------------------|-----------------|-----------------------------|
| Aspect | Převládající expozice svahu vůči světovým stranám. | X | A | (BURROUGH & McDONNELL 1998) |
| Catchment area | Povodí příslušející k uzávěrovému profilu v daném bodě rastru, parametr nezbytný pro výpočet vlhkostního indexu a říční sítě. | | S | (BÖHNER et al. 2002) |
| Channel Network | Říční síť - použitá pro určení dna údolí. Generovaná za použití akumulovaného odtoku s limitní hodnotou = 10.000 | | S | (CONRAD 2001) |
| Diurnal Anisotropic Heating | Index tepelného požitku na základě expozice a sklonu svahu; nezohledňuje zastínění okolním terénem | X | S | (BÖHNER & ANTONIĆ 2009) |
| Topographic position index | Pozice bodu vůči terénu v jeho čtvercovém okolí 50 x 50 m | | S | (JENNESS 2014) |
| Topographic position index | Pozice bodu vůči terénu v jeho čtvercovém okolí 30 x 30 m | | S | (JENNESS 2014) |
| Normalized Height | Relativní výška nade dnem rokle (0 = dno, 1 = vrchol) | X | S | (BÖHNER & CONRAD 2008) |
| Standardized Height | Absolutní výška nade dnem rokle vztahovaná k nejnižšímu a nejvyššímu bodu modelu terénu. | | S | (BÖHNER & CONRAD 2008) |
| Slope | Sklonitost terénu v daném bodě | X | A | (BURROUGH & McDONNELL 1998) |
| Sky View Factor | Index zastínění oblohy okolním terénem | X | S | (HÄNTZSCHEL et al. 2005) |
| Total Insolation | Celková potenciální sluneční radiace v průběhu roku (modelováno pro každý 5 den a v něm každou celou hodinu) | X | S | (BÖHNER & ANTONIĆ 2009) |
| Valley Depth | Hloubka údolí | | S | (BÖHNER & CONRAD 2008) |
| Vertical Distance to Channel Network | Výška terénu nad povrchem proloženým říční sítí | X | S | (CONRAD 2002) |
| SAGA Wetness index | Topografický vlhkostní index | X | S | (BÖHNER et al., 2002) |

4 Využití

Soubor topografických parametrů lze využít především pro formalizované odvození některých stanovištních charakteristik, které vyjadřují potenciál daného místa vzhledem k výskytu druhů či rostlinných společenstev. Rozšíření mnoha z nich není doposud podloženo jejich přímými nálezy a v nejbližší době pravděpodobně nebude možné tyto údaje na dostatečně podrobné prostorové škále doplnit. Explicitní znalost vazby druhu na určité mikroklimatické podmínky, jeho trofické a vlhkostní nároky poté umožňují nalézt takové topografické parametry, které jsou s jeho optimálními růstovými podmínkami těsně korelované, a na jejich základě je možné predikovat vhodná stanoviště. Výhoda uvedeného přístupu spočívá v tom, že pracuje pouze s neživou složkou ekosystému, která vykazuje vyšší míru stability a odolnosti vůči antropickým zásahům. V situaci, kdy je druhové složení velké části lesní vegetace pokrývající území obou NP výrazně antropicky ovlivněno, je indikace vhodných ekologických podmínek odvozených z trvalých vlastností georeliéfu jedním z mála možných způsobů jak vyjádřit potenciál stanoviště. Použitý přístup také pomáhá překlenout problémy spojené s aplikací konceptu potenciální přirozené vegetace, který je v území do značné míry ovlivňován stavem paleoekologického poznání. Pro plánování konkrétních managementových cílů tedy navrhuje, aby byla vždy komplexně vyhodnocena situace na dané lokalitě v celém spektru předkládaných faktorů. Indikátor cenných roklí je v rámci tohoto hodnotícího procesu nutné chápat jako proxy hodnotu pro soubor vlastností, které jsou ze současného antropického pohledu důležité, jako je biodiverzita, přírodní procesy, členitost reliéfu, krajinný ráz, a nezohledňují přímo míru přirozenosti vegetačního pokryvu. Na druhou stranu klasifikované „cenné rokle“ tvoří necelé 1% území a je tak možné uplatnit přístup předběžné opatrnosti a zcela zde vyloučit jakékoliv managementové zásahy. Vzhledem k malé ploše a uzavření oblastí na dnech roklí zde nelze očekávat zvýšení rizik spojených s bezzásahovým režimem jako je šíření invazních druhů, rozpadu stromového patra v důsledku gradace podkorního hmyzu, nebo zvýšené riziko požáru.

5 Potenciál rozvoje

Vzhledem k tomu, že se jedná o prediktivní model rozšíření cenných roklí, je nutná jeho podrobná terénní validace, kterou nebylo možné v rámci krátkého projektu provést. Výsledky byly validovány pouze na základě terénní zkušenosti autorů. Při existenci rozsáhlejšího souboru roklí pro validaci bude možné lépe definovat trénovací množiny a lépe zhodnotit výběr topografických parametrů použitých pro klasifikaci.

6 Literatura

- 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. doi:10.1017/S1350482705001489
- Härtel H., Čílek V., Herben T., Jackson, A. & Williams R. (eds.), 2007: *Sandstone Landscapes*. Academia, Praha.
- Härtel H. & Marková I., 2005: Phytogeographic importance of sandstone landscape. *Ferrantia* 44, pp. 97-99.

-
- 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, pp. 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.

Specifická stanoviště - požárové plochy

Martin Adámek

1 Stručný popis indikátoru

Lesní porosty zasažené požárem v období 1970-2014, které byly ponechány samovolné regeneraci s vyloučením umělé obnovy lesa

2 Motivace

2.1 Požáry a borovice

Požáry jsou příkladem přirozeného narušení (disturbance) lesních ekosystémů, které ovlivňovaly krajinu již dávno před příchodem člověka. Svým působením významně ovlivňují biotické i abiotické podmínky na stanovišti. Na spáleništích dochází ke změně teplotního a světelného režimu i změně fyzikálních a chemických vlastností půdy. Nižší a citlivé druhy jsou z porostu eliminovány, zatímco druhy, které dokážou požár přežít a/nebo se na vzniklých spáleništích dobře rozrůstat, jsou favorizovány (AGEE 1998, LORET et al. 2005).

V evropském měřítku bývají lesní požáry spojovány zejména s mediteránní oblastí a pásmem severských jehličnatých lesů (tajgy), kde jsou požáry považovány za přirozenou součást dynamiky lesních ekosystémů. V podmínkách severní Eurasie jsou požáry vázány zejména na borové lesy s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), která produkuje pryskyřičný, snadno vznětlivý opad. Zároveň je však tento druh na působení ohně přizpůsoben díky svým četným morfologickým a fyziologickým adaptacím (např. silná kůra, hluboký kořenový systém, brzká dospělost, snadná regenerace na světlinách a na minerální půdě). Na požáry jsou adaptované i některé druhy podrostu společenstev borových lesů (AGEE 1998). Příkladem jsou keříčky brusnic (*Vaccinium sp.*), vřes (*Calluna vulgaris*) a hasivka orličí (*Pteridium aquilinum*). Pravidelně se opakující požáry s dostatečnou frekvencí tak mohou udržovat porosty s dominancí borovice lesní i na místech, kde by vzhledem ke stanovištním podmínkám jinak převládaly jiné druhy dřevin (ENGELMARK 1987, AGEE 1998, ANGELSTAM 1998, GROMTSEV 2002).

V pískovcových oblastech střední Evropy, mezi něž patří i oblast Českosaského Švýcarska, se přirozeně vyskytují borové lesy, které svým druhovým složením a fyziologií porostu připomínají lesy boreální zóny. Některé z nich jsou označovány jako geograficky disjunktní analogie severských jehličnatých lesů (NOVÁK et al. 2012). Podle statistik Ministerstva vnitra ČR se v těchto oblastech vyskytuje nápadně více lesních požárů než jinde v ČR. Většina z nich je způsobena lidskou činností, ale pravidelně se zde vyskytují i požáry zapálené bleskem (JANKOVSKÁ 2006).

Podle nejnovějších výzkumů (ADÁMEK et al. 2014) docházelo na území Českosaského Švýcarska k požárům již v dobách před trvalým lidským osídlením (od časného Holocénu), i když je zřejmé, že lidská přítomnost vždy zvyšovala četnost požárů v krajině. Místa vzniku požárů však v této velmi členité krajině závisí hlavně na přírodních podmínkách, jako je tvar reliéfu, druhové složení a struktura lesního porostu. Vegetace skalnatých, vyvýšených a jižně orientovaných poloh Českosaského Švýcarska byla pravděpodobně ovlivňována požáry po tisíceletí. Výsledkem jsou lesy s dominancí borovice lesní i na místech, kde by vzhledem k půdním podmínkám konkurenčně převládl např. buk lesní (*Fagus sylvatica*). Ten je však k požárům výrazně citlivější a ani jeho zmlazování není na rozdíl od borovice požárem usnadňováno.

Většina požárů vzniklých v této oblasti má relativně nízkou intenzitu, kdy je rozrušen podrost, částečně spálená vrstva opadanky a humusu a zničeno keřové patro včetně juvenilních jedinců dřevin. Větší část dospělých jedinců borovic takové požáry přežívá, na rozdíl od např. smrku. Požáry velké intenzity včetně korunových, které obvykle zničí celý porost, jsou na tomto území méně časté.

2.2 Požáry a ekologická obnova lesních ekosystémů

Moderní přístup ochrany přírody opouští zažitou představu lesa jako statického systému, který je v rovnovážném stavu s abiotickými podmínkami prostředí. Toto pojetí vychází z konceptu potenciální přirozené vegetace (TÜXEN 1956) nebo podobné lesnické typologie (RANDUŠKA 1982). Předmětem ochrany přírody se stávají spíše přírodní procesy, lesní ekosystémy jsou chápány více dynamicky a disturbance s následnými sukcesními stadii jako nezbytná součást přirozeného cyklu lesa.

Řízené požáry nízké intenzity bývají využívány např. ve skandinávských zemích k přeměně produkčních lesů na přírodě blízké porosty. Požár rozruší pravidelnou strukturu umělého lesa a nastartuje přirozenou obnovu vedoucí k lesu s rozrůzněnou věkovou strukturou, obvykle vyšší biodiverzitou a tlejícím mrtvým dřevem, které je nezbytným útočištěm pro mnohé druhy bezobratlých (KUULUVAINEN 2000, HEKKALA et al. 2014).

Na území Českosaského Švýcarska dochází obvykle každým rokem k několika lesním požárům. Spáleniště, která vznikla po r. 1990 na německé straně, kdy byl vyhlášen NP Sächsische Schweiz, a po r. 2000 na české straně, kdy byl vyhlášen NP České Švýcarsko, se již uměle nezalesňují a jsou ponechána spontánnímu vývoji. Těmto místům by měla být věnována zvýšená pozornost, protože představují dynamicky se vyvíjející přírodě blízký les se specifickými biotickými a abiotickými podmínkami.

3 Metodika

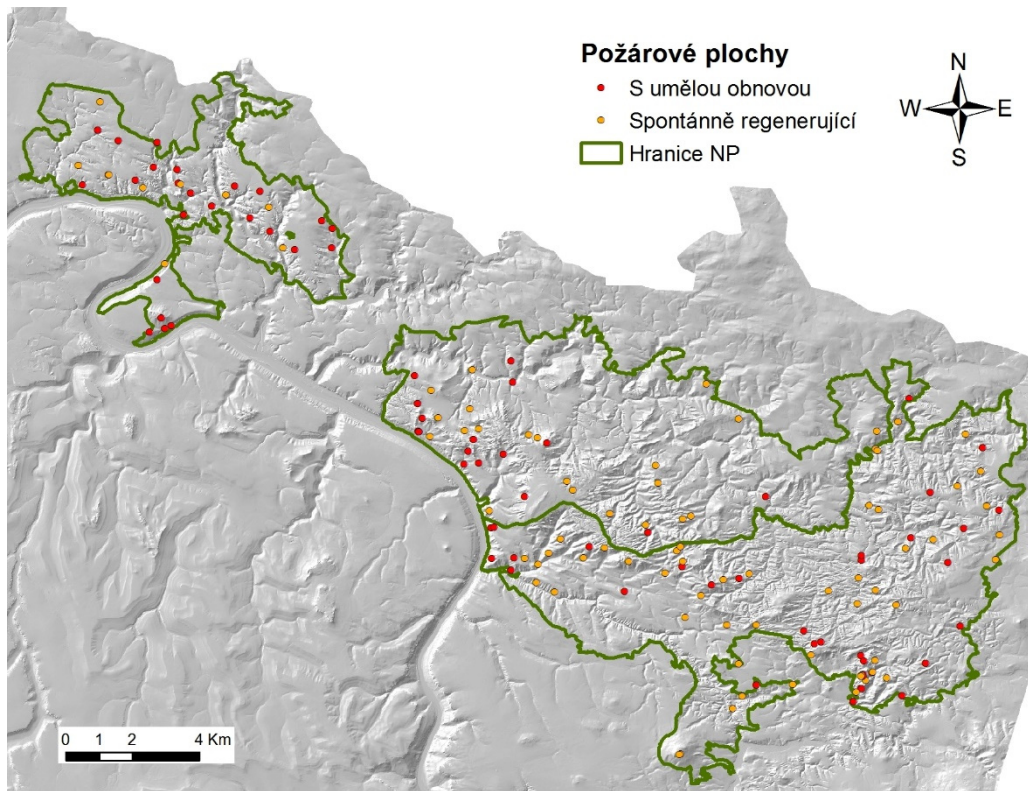
S využitím českých i německých archivních záznamů byla vytvořena mapová vrstva míst na území obou národních parků, kde vznikl požár od 70. let 20. stol. po současnost. Zdrojem dat pro českou stranu byla evidence NP České Švýcarsko (po r. 2000) a požární knihy lesních správ LS Rumburk, LS Děčín a knihy bývalých lesních správ LS Krásná Lípa, LS Jetřichovice, LS Chřibská a LS Lobendava, uložené v archivu firmy Uniles a.s. v Rumburku. Data pro německou stranu pocházejí ze správy NP Sächsische Schweiz a z institucí Staatsbetrieb Sachsenforst, Referat Waldbau, Waldschutz und Jagd a Untere Forstbehörde, Landratsamt Sächsische Schweiz – Osterzgebirge. Lokalizace na německé straně byly provedeny pomocí koordinát uvedených v archivních záznamech, na české straně je lokalizace hrubší s přesností na porostní skupinu (PSK). Kód a tvar těchto PSK pochází z dobových obrysových map a odpovídá tak situaci v době vzniku požáru. Z digitalizovaných polygonů PSK byly vytvořeny centroidy, které byly připojeny k bodové vrstvě německých požárů. Celkem bylo evidováno 164 požárových ploch. Atributová tabulka vrstvy nese informace o datu vzniku požáru, velikosti zasažené plochy, příčině požáru, zdroji dat a bližší lokalizaci, byly-li uvedeny. V tabulce je dále označeno celkem 82 požárových ploch, které byly ponechány spontánní regeneraci (sukcesní plochy). Jsou to spáleniště vzniklá po vzniku národních parků (na německé straně od r. 1990 a na české straně od r. 2000), kdy je možné vyloučit lesnické zásahy. K nim jsou přidány některé další plochy staršího data, kde byla spontánní sukcese ověřena rekonoskací v terénu.

V souboru mapových vrstev se nachází:

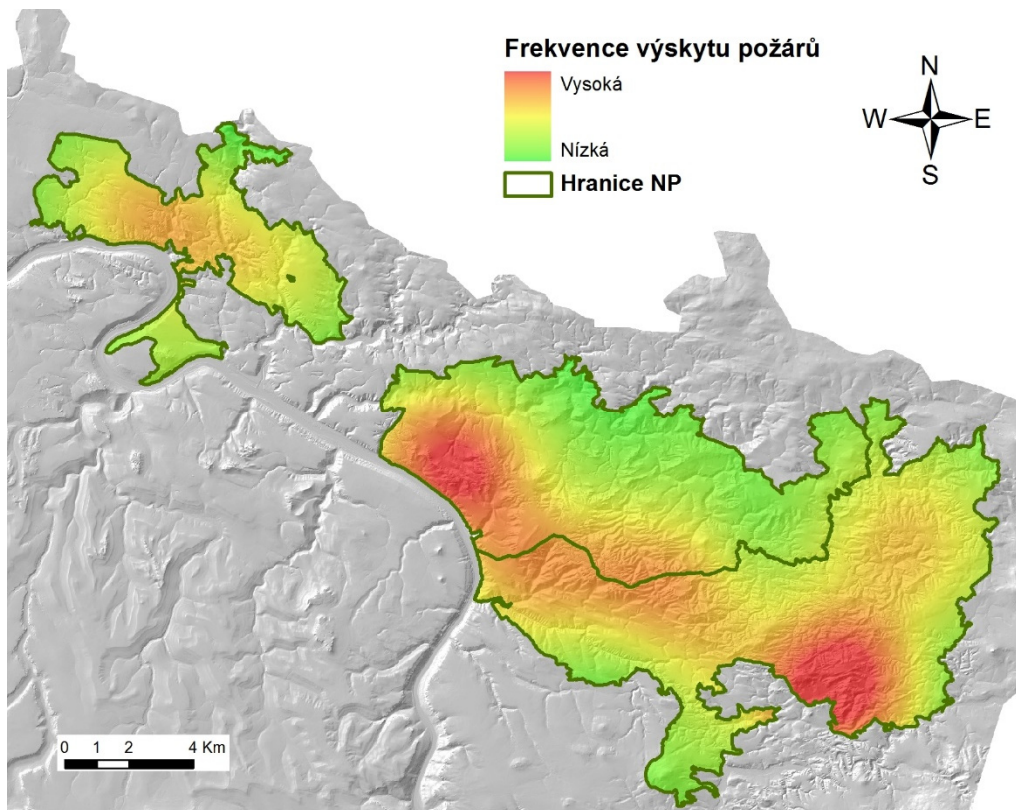
- A) Bodová data z obou NP s vyznačením sukcesních ploch
- B) Polygonová vrstva požárem zasažených PSK z NP České Švýcarsko

4 Využití

Při plánování managementu je třeba zohlednit probíhající přírodní procesy na těchto lokalitách a zcela zde vyloučit lesnické zásahy, nebo je plánovat tak, aby minimalizovaly dopady na přirozený vývoj stanoviště. Lokality jsou také velmi cenné pro další výzkumné a ochranné účely.



Obr. 1: Mapa požárových ploch vzniklých na území NP Čecosaské Švýcarsko v období od 70. let 20. stol. po současnost. Červeně jsou označeny plochy s předpokládanou umělou obnovou, oranžově pak plochy s probíhající přirozenou obnovou.



Obr. 2: Mapa frekvence výskytu požárů na území NP Čecosaské Švýcarsko vytvořená metodou Kernel density estimation z bodových dat. Jedna z možností vizualizace mapové vrstvy.

5 Potenciál rozvoje

Shromážděná data poskytují základ pro budoucí systematickou evidenci požárových ploch. Ta by měla dále probíhat průběžným doplňováním nově zasažených ploch a především jejich přesnější lokalizací. Za tímto účelem by měla být v terénu využita technologie GPS, která umožní snadnou identifikaci spálenišť i s větším časovým odstupem, kdy vymizí jasné vegetační příznaky. Současně je vhodné zaznamenávat další místa s probíhající spontánní sukcesí.

6 Literatura

- 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.

Specifická stanoviště – limitní zastoupení smrku

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

1 Stručný popis indikátoru

Maximální zastoupení smrku ve složení stromového patra pro jednotlivé typy stanovišť definované orientací, sklonem a polohou svahů v rámci gradientu dno rokle – hřbet. Nejsou zohledněny odlišné půdní a geologické poměry, zejména pak bazické horniny.

2 Motivace

Současné druhové složení stromového patra většiny lesních porostů obou NP je silně ovlivněno několika staletými vlivy člověka. Přestože středověká kolonizační aktivita se soustředila převážně po obvodu území současných národních parků, tak v průběhu novověku dochází k postupnému zvyšování antropogenního tlaku na les i na odlehlejších místech. Dokladem rozsahu těchto aktivit jsou četné pozůstatky staveb určených pro transport dřeva (hatě, plavební systém) a jeho přímého zpracování (milíře, smolárny). V reakci na intenzivní exploataci lesa se během konce 18. a 19. století prosazuje aktivní přístup při obnově lesních porostů a s tím spojená umělá výsadba dřevin (KAČMAR 2013, KAČMAR et al. 2013, EBNER & SEILER 2013). Díky tomu druhové složení na mnoha místech velmi pravděpodobně neodpovídá přirozené druhové skladbě, která by se zde vyvinula bez působení člověka. S cílem přiblížit dřevinnou skladbu přirozenému stavu probíhají v obou parcích intenzivní přestavby lesních porostů (odstraňování nevhodných dřevin), které vychází z typologické lesnické mapy na české straně a mapy potenciální přirozené vegetace (PPV) na německé straně hranice. Obě mapové díla vycházejí z obdobného konceptu stanovení potenciální přirozené vegetace na základě:

- 1) dochovaných zbytků vegetace, o kterých se autoři mapy domnívají, že jsou nedotčené a
- 2) zkušenosti a erudici autorů samotných.

Oba podklady shodně predikují na většině území jako cílové, porosty s dominancí buku. Ze současných porostů je tak ve velké míře a téměř na všech typech stanovišť odstraňován smrk, jehož vysoké zastoupení je díky intenzivní výsadbě v 19. a 20. století rozhodně nepřirozené. Na druhou stranu stav predikovaný oběma mapovými díly, které omezují přirozený výskyt smrku jen na několik vybraných údolních lokalit, nezohledňuje současné poznatky paleoekologického výzkumu v pískovcových oblastech (NOVÁK et al. 2014, ADÁMEK et al. 2015). Především se ukazuje, že pro přesnou rekonstrukci vývoje vegetace těchto členitých území je nezbytné integrovat výsledky více metodických přístupů (palynologie, antrakologie), které umožňují popsat stav vegetace na podrobnější prostorové škále. Tímto způsobem se podařilo prokázat, že smrk se nevyskytoval pouze v humidních podmínkách na dnech roklí (KUNEŠ et al. 2005), ale byl v porostech přimíšen také na zonálních stanovištích (BOBEK 2013). Současně je smrk v oblasti původní dřeviny, neboť jeho výskyt je doložen již ve vrstvách mezolitického stáří (SVOBODA et al. 2013) a v sedimentárním záznamu rašelinišť se jeho pylová zrna kontinuálně vyskytují od počátku atlantiku (SVOBODOVÁ unpubl.). Problematické však nadále zůstává stanovení podílu této dřeviny v antropogenně málo ovlivněných porostech před středověkou kolonizací, které můžeme považovat za referenční přirozený stav. V tomto období se již naplno projevoval efekt postupného ochuzování půdního prostředí v průběhu kvartérního cyklu (POKORNÝ & KUNEŠ 2005), což přineslo konkurenční výhodu méně náročným druhům. Souběžně byl v důsledku častých disturbančních událostí (požáry) vytvářen prostor pro dřeviny schopné rychle kolonizovat narušená místa, což jim umožňovalo stát se součástí následných sukcesních stádií lesa. Současné intenzivní zmlazování smrku na mnohých stanovištích ukazuje, že smrk má v území mnohem větší růstový potenciál, než jaký se mu přisuzuje na základě konceptu potenciální přirozené vegetace. Jeho zmlazování na některých stanovištích sice může být potlačováno určitým typem vegetace, například horší zmlazování v podrostu bučin a na světlých a suchých stanovištích s borovicí lesní, ale na ostatních stanovištích zmlazuje velmi dobře.

Neméně důležitým aspektem, výrazně formujícím plánované managementové zásahy, je názorový posun, který nastal při revizi lesní typologické mapy pro území NP České Švýcarsko (SMEJKAL 2006). Při ní došlo k zásadnímu přehodnocení dominantního postavení borů v území ve prospěch bučin. Striktní posouzení současné dřevinné skladby v kontrastu s typologickou mapou nebo PPV pak má často za následek výrazné lesnické zásahy ve prospěch vybraných dřevin. Kvůli všem výše uvedeným důvodům se domníváme, že použití konceptu potenciální přirozené vegetace jako cílového stavu lesní vegetace na území obou parků je příliš statické a nezohledňuje důležité procesy, které v minulosti podmiňovaly značnou heterogenitu dřevinné skladby. Proto navrhuje tolerančnější přístup, který by respektoval širší přirozenou variabilitu druhové skladby. Za tímto účelem jsme vytvořili limity pro hodnocení přirozeného zastoupení smrku v současných porostech založené na:

- 1) preferencích smrku na gradientu svahu a vzhledem k orientaci ke světovým stranám a
- 2) paleoekologických datech dokladujících historické přirozené zastoupení smrku na většině stanovišť.

3 Metodika

Na základě analýzy 393 vegetačních snímků zaznamenaných mezi lety 2000 - 2010 v různých částech NPČŠ a v oblasti mezi Rynarticemi a Pavlíným údolím jsme definovali stanoviště, kde lze předpokládat přirozenou obnovu a trvalý výskyt smrku. Díky velké rozmanitosti kombinací orientace svahu, sklonu a pozice na gradientu prostředí by bylo ideální klasifikovat vhodnost prostředí pro smrk alespoň podle minimálně 4 kategorií světových stran a 4 - 6 kategorií pozice na gradientu svahu. Takto by vzniklo ale velké množství kategorií (16 - 24), které by byly pro návrhy managementu nepraktické. Bylo proto třeba pro praktické návrhy managementu prostředí zjednodušit.

Nejvhodnější se ukázalo rozdělení pozice na gradientu svahu 3 kategorií: horní svahy (zahrnují širší plateau, hřebeny skal, přiléhající hrany a horní svahy), střední polohy svahů a dolní svahy a údolí. Samotná údolí ale nebyla do analýz zahrnuta, protože zde nemůžeme počítat s faktorem orientace. Polohy uváděné v analýze jako „údolí“, tak představují dolní části svahů.

Orientace svahů ke světovým stranám byla rozdělena pouze do 2 kategorií:

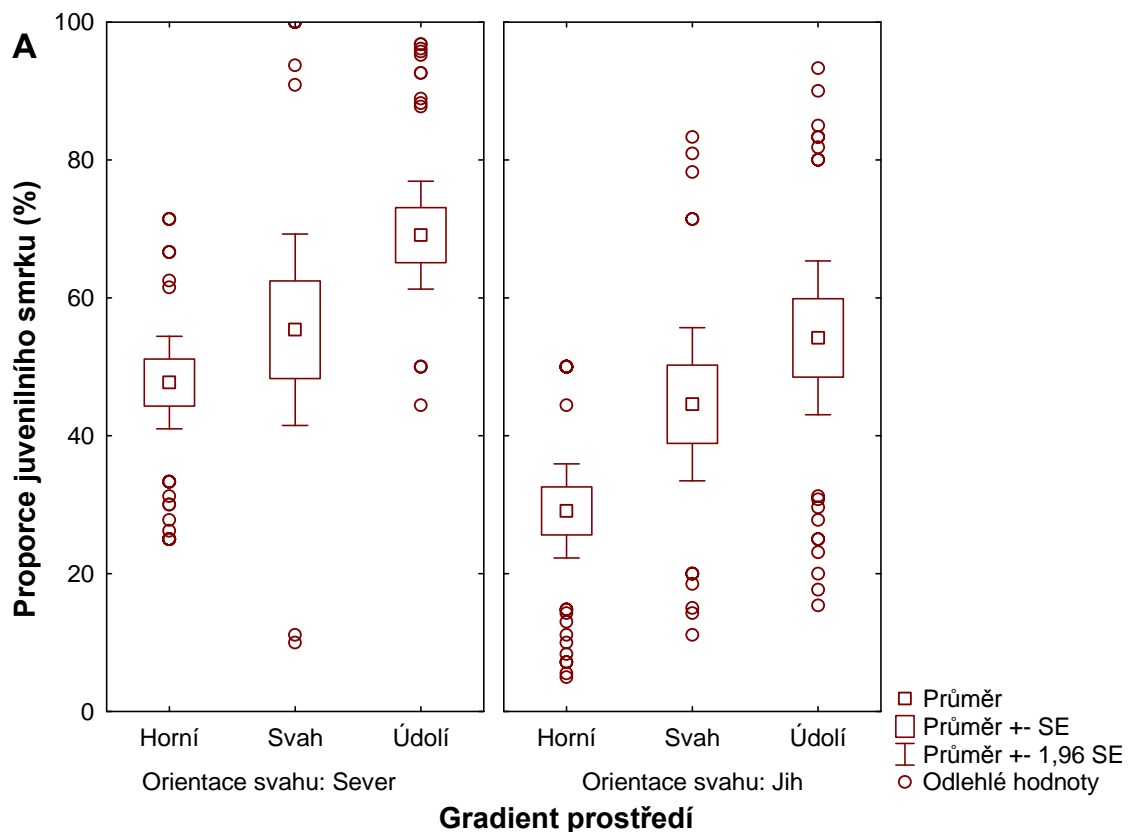
- 1) Sever a Severo-Východ (S), tj. 316 - 360° a 0 - 90°,
- 2) Jiho-Východ až Severo-Západ (J), tj. 91 - 315°.

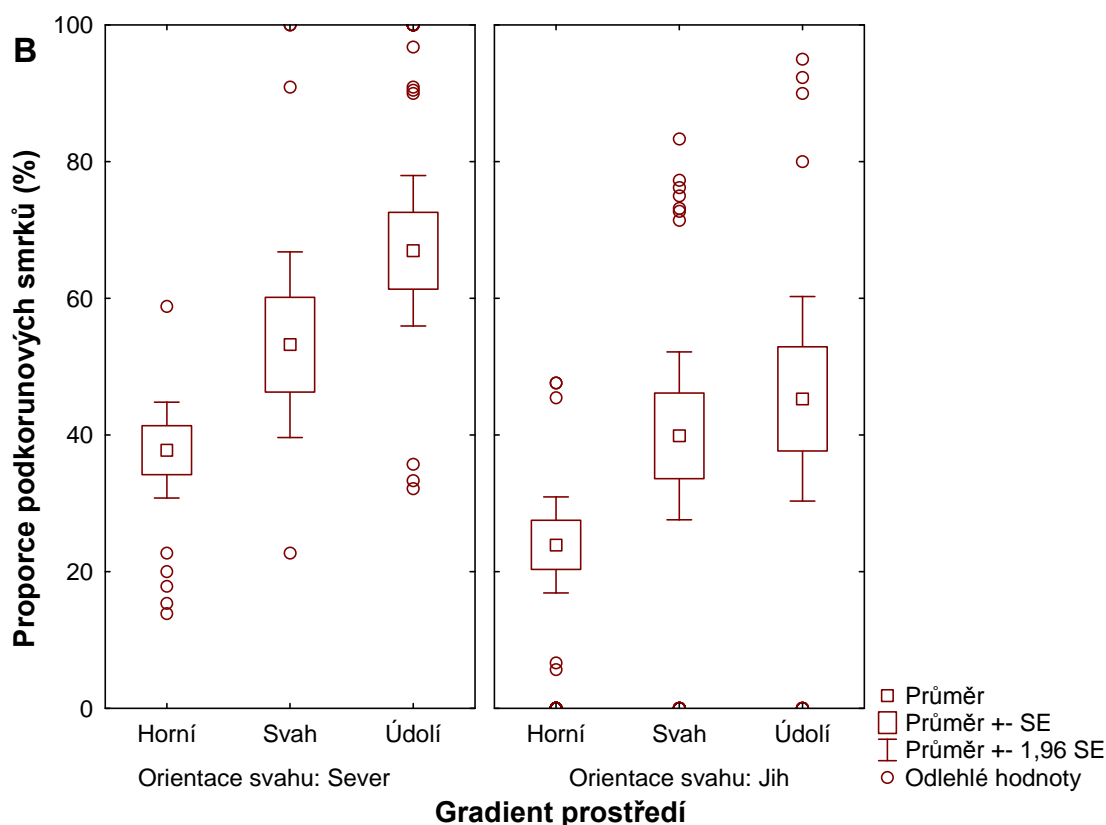
Pomocí generalizovaných regresních modelů pak byl testován vztah mezi pokryvností zmlazení (v bylinném patru: semenáče <= 0,5 m, nebo keřovém patru: stromy 0,5 – ca. 7 m), pozicí na gradientu svahu a expozicí při odfiltrovaném vlivu zastoupení smrku ve stromovém patře.

Vysoké zastoupení smrku v korunové etáži (tj. v etáži, která odráží to, kam byl smrk přednostně vysazován) v porovnání s ostatními dřevinami lze zaznamenat v údolích a na dolních svazích. Analýza ukázala, že zde smrk zmlazuje nejvíce ze všech dřevin a tvoří více než 50% pokryvnosti všech semenáčů. Pro zmlazování smrku je důležitá jak pozice na gradientu prostředí, tak jeho orientace ke světovým stranám. Další růst je ale na jižních svazích a v horních polohách skal potlačen a smrk zde více prospívá pouze na severně orientovaných svazích. Pro starší podrostové stromy je tak významnější orientace svahu než pozice na gradientu svahu (ta je jen marginálně signifikantní). Sklon svahu nebyl v žádné z analýz pro zmlazování smrku významný. Význam pozice na gradientu svahu a jeho orientace pro zmlazování smrku, po odfiltrování efektu pokryvnosti korunových stromů smrku (tj. odvozeně efektu vyššího přísunu semen), ukazuje tabulka 1 a obrázek 1.

Tab. 1: Analýza vztahu mezi pokryvností zmlazení smrku a pozicí na gradientu svahu a orientací svahu. (Analýza GLM s Gamma rozložením a log linkem na odmocninově transformovaných datech v programu Statistica, D.f. jsou stupně volnosti).

| | <i>D.f.</i> | <i>Waldova Statistika</i> | <i>p</i> |
|-----------------------------|-------------|---------------------------|----------|
| <i>Picea</i> juvenilní | | | |
| Efekt | | | |
| <i>Picea</i> korunové patro | 1 | 49.94 | 0.0000 |
| Orientace | 1 | 6.85 | 0.0089 |
| Výškový gradient | 2 | 12.83 | 0.0016 |
| <i>Picea</i> keřové patro | | | |
| Efekt | | | |
| <i>Picea</i> korunové patro | 1 | 29.54 | 0.0000 |
| Orientace | 1 | 7.98 | 0.0047 |
| Výškový gradient | 2 | 4.97 | 0.0830 |





Obr. 1: Srovnání procentického zastoupení pokrývnosti semenáčků smrku (A) a smrčků v keřovém patře (B) v náletech všech dřevin v příslušné kategorii na gradientu svahu a pro zastíněné (Sever, 316-360° a 0-90°), a osluněné (Jih 91-315°) expozice.

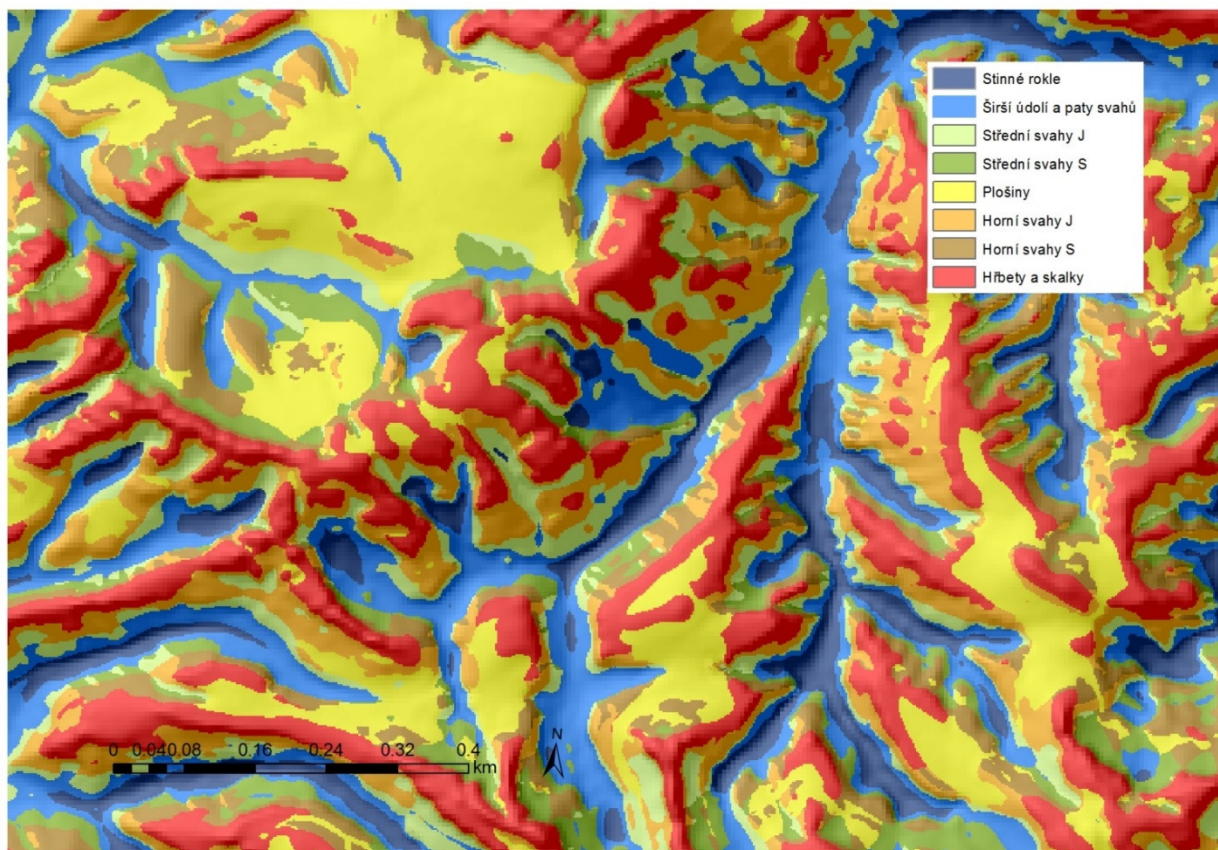
Na základě těchto analýz a vlastní terénní zkušenosti jsme vytvořili limitní hodnoty procentického zastoupení smrku v dřevinné skladbě stromového patra pro sdružené typy stanovišť. Jejich přehled podává tabulka č. 2.

Tab. 2: Navrhované limitní hodnoty pro zastoupení smrku v současné dřevinné skladbě stromového patra lesních porostů Česko-saského Švýcarska navržené na základě analýzy distribuce a množství přirozeného smrčkového zmlazení a vlastní zkušenosti autorů.

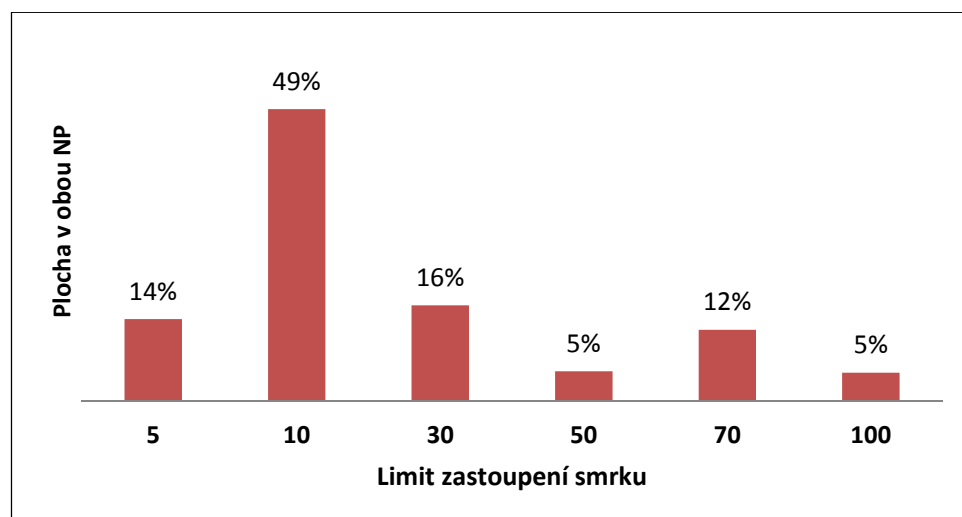
| Stanoviště | Bližší specifikace | Limitní procentického zastoupení smrku v dřevinné skladbě stromového patra | |
|-----------------|---|--|-----------------------------------|
| | | J svahy (91° – 315°) | S svahy (316° – 360°), (0° – 90°) |
| Dna údolí | Vlhké zastíněné, s malým sklonem a velmi zastíněné spodní svahy | 100 % | |
| | Širší a/nebo sklonitější údolí a méně zastíněné spodní svahy | 70 % | |
| Střední svah | | 30 % | 50 % |
| Horní svah | | 10 % | 30 % |
| Plošiny | | 10 % | |
| Hřbety a skalky | | 5 % | |

Tabelární hodnoty jsme přenesli do mapy za pomoci přesného digitálního modelu terénu a z něho odvozených topografických parametrů, obdobných jako ty, které byly použité pro prediktivní modelování rozšíření vybraných druhů cévnatých rostlin (viz str. 96).

Základním vstupním parametrem pro klasifikaci terénu byla rastrová vrstva TPI (Topographic position index). TPI přináší informaci o tom, jaká je relativní pozice daného pixelu v porovnání s okolním terénem v okně o dané velikosti, (okno 50 x 50 m) (GUISAN et al. 1999, JENESS 2014). Po klasifikaci výsledného rastru tedy lze odečíst informaci o geomorfologii terénu. Tedy o tom, kde se vyskytují skalní hřbety, plošiny či dna údolí. TPI počítá také se sklonem svahu, díky čemuž jsou odlišeny i svahy prudké a mírné. Do modelu dále vstupuje informace o orientaci svahu (Aspect), která je klasifikovaná do dvou výše zmíněných kategorií (Sever a Severo-Východ, tj. 316 - 360° a 0 - 90°, Jiho-Východ až Severo-Západ, tj. 91 - 315°). Do klasifikace vstupuje i další vrstva TPI, která však zkoumala variabilitu terénu v okolí pouhých 30m. Právě takové nastavení dokáže velmi efektivně odlišit stanoviště úzkých, zařízých roklí. Paty skal v údolích a širší otevřená údolí byly definovány vysokými hodnoty topografického vlhkostního indexu (Wetness index). Kombinací všech těchto vstupních parametrů jsme vytvořili klasifikovanou mapu 8 typů stanovišť (Obr. 2), u kterých předpokládáme rozdílné limitní zastoupení smrku. Doplněním navrhovaných limitů dle tabulky 2 získáme představu o jejich prostorovém rozložení v obou NP. Téměř pro polovinu parku je navrhován limit 10 %, pouze na 5 % území předpokládáme až 100% zastoupení smrku (Obr. 3).

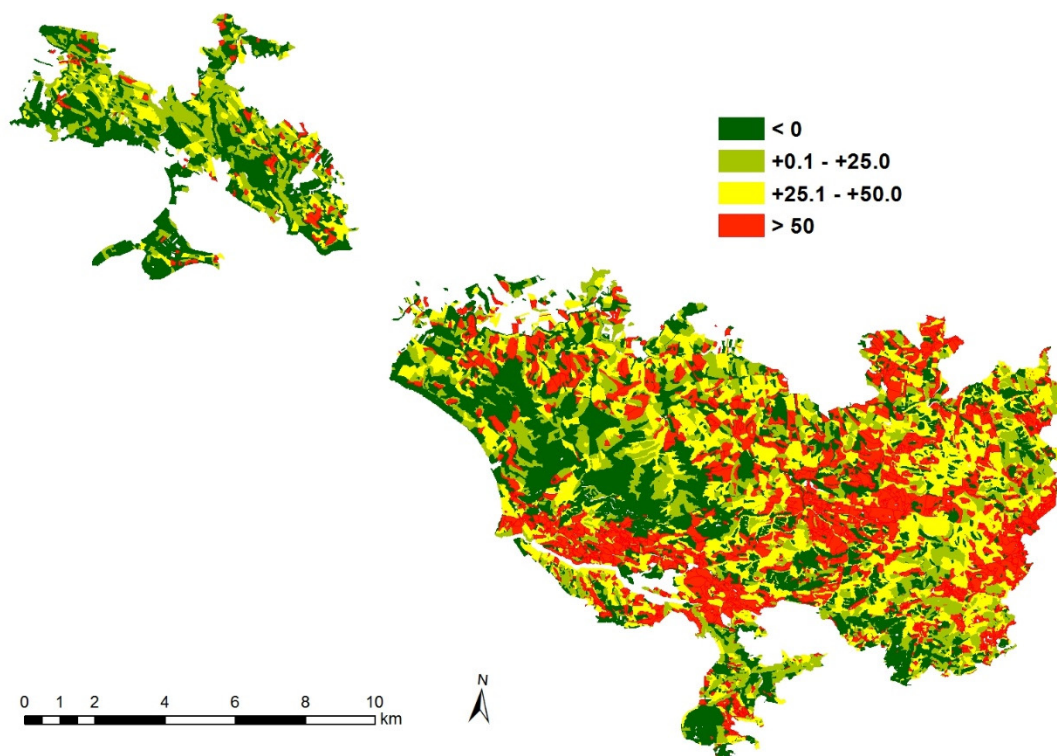


Obr. 2: Výsledná klasifikace terénu na 8 stanovištních typů, pro které bylo definováno limitní zastoupení smrku v dřevinné skladbě stromového patra [Stinné rokle, Širší údolí a paty svahů, Střední svahy jižní, Střední svahy severní, Plošiny, Horní svahy jižní, Horní svahy severní, Hřbety a skalky]



Obr. 3: Podíl plochy z obou NP přiřazený jednotlivým limitům smrku v dřevinné skladbě

S ohledem na praktické využití tohoto indikátoru při lesnickém managementu byl vysoce fragmentovaný rastr navržených limitů výskytu smrku přeložen lesnickou mapo porostních skupin. Jednotlivé polygony porostních skupin překryly zpravidla více oblastí s různým limitem výskytu smrku. Z dílčích oblastí v rámci jediné porostní skupiny byl následně spočten vážený průměr limitního zastoupení smrku. Tímto postupem bylo získáno celkové maximální zastoupení smrku pro jednotlivé porostní skupiny. Navržený limit byl pak porovnán se současným faktickým zastoupením smrku v jednotlivých porostních skupinách (stav LHP 2007). Srovnání ukazuje na stále vysoký podíl smrku na velké části území parku i přes relativně volně nastavené limity (Obr. 4). O více jak 50 procentních bodů jsou limity překročeny na 38,7 km², tedy 24,5 % území parku. Naopak pod limitem, tedy bez nutnosti jakkoliv zasahovat v neprospěch smrku, je 31 % území. Je ale třeba vzít v úvahu, že srovnání bylo provedeno oproti stavu lesa v roce 2007, který nezahrnuje rozsáhlé managementové aktivity zaměřené právě na změnu druhového složení.



Obr. 4: Srovnání navržených limitů výskytu smrku se současným stavem. [červeně – limit je překročen o 50 % a více, žlutě – limit je překročen o 25 – 50 %, světle zeleně – limit je překročen o 0-25 %, zeleně – výskyt smrku je pod navrženým maximem]

4 Využití

Indikátor by měl být využit především pro plánování lesnických zásahů zaměřených na změnu dřevinné skladby a jejich intenzitu. Pro tento záměr je ale nutné provést srovnání limitů s aktuální dřevinou skladbou, aktualizovanou o provedené zásahy od posledního platného LHP. Indikátor dále umožňuje plánování na jemnější prostorové škále klasifikovaných stanovišť než současné rozdělení lesa na porostní skupiny. Klasifikace území na stanoviště také představuje formalizovaný přístup k popisu stanovišť obou NP, ale lze jej tak přímo využít nebo snadno modifikovat pro jiné dřeviny, nebo další managementové a ochranné aktivity v NP.

5 Potenciál rozvoje

Nejvíce diskutovanou částí bude nepochybně nastavení limitů zastoupení smrku v dřevinné skladbě stanoviště. Tam je také největší potenciál dalšího vylepšení indikátoru, jak formou dalšího terénního průzkumu se zaměřením na půdní charakteristiky a přirozené zmlazení smrku, tak prohloubením paleoekologických znalostí o historickém rozšíření smrku a jeho roli v ekologii místních společenstev.

Zpřesňovat je možné i klasifikaci stanovišť na základě digitálního modelu terénu, která je v takto geomorfologicky členitém území vždy velmi náročná a náchylná k lokálním nepřesnostem. Nezbytnou podmínkou pro použití limitů je pak průběžná aktualizace mapové vrstvy LHP.

6 Literatura

- 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., Sázelová, 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.

Indikační druhy cévnatých rostlin – přírodní společenstva

Věroslava Hadincová, Přemysl Bobek & Jan Wild

1 Stručný popis indikátoru

Mapované nebo predikované výskyty druhů cévnatých rostlin typických pro přirozenou vegetaci pískovcové oblasti Česko-Saského Švýcarska.

2 Motivace

Pískovcová oblast je pokryta většinou lesy, které jsou díky málo úživnému kyselému substrátu poměrně chudé na cévnaté rostliny, pomineme-li naopak bohaté zastoupení mechorostů. Malá alfa diversita cévnatých rostlin (druhá bohatost na jednom stanovišti) je díky členitému terénu vyvažována vyšší beta diversitou (variabilita mezi stanovišti). Typická stanoviště lze charakterizovat přítomností specifických druhů. Nejedná se často o rostliny vyžadující v ČR nebo Evropě druhovou ochranu, ale v rámci dané oblasti se vyskytují na okraji svého areálu nebo výškového gradientu rozšíření.

Samotný výskyt konkrétní rostliny bylinného patra málokdy indikuje přirozenost lesního stanoviště, protože omezené populace rostlin jsou schopné určitou dobu přežít i na stanovištích s výrazně změněnou dřevinnou skladbou nebo v narušeném prostředí. Pokud se ale druh, který není v území hojný, vyskytuje na některém stanovišti stabilně, je zde většinou vázán na místně typické abiotické charakteristiky prostředí. Větší indikační význam má lokální četnost druhu a stabilita jeho výskytu v čase. Bohužel oba tyto údaje jsou pro většinu druhů nedostupné. Rozšíření cévnatých rostlin je v obou územích (NP České a Saské Švýcarsko) mapováno jednorázově a to buď bodově, nebo v mapové síti čtverců, které mají pro různé druhy různou velikost.

Údaje ze síťového mapování (Obr. 1) jsou vhodné pro floristické účely. Pro účely ochrany přírody slouží pouze jako informace o výskytu druhu v určitém území, ale pro konkrétní ochranu druhu na určitém typu stanoviště jsou jen omezeně použitelné a to z několika důvodů:

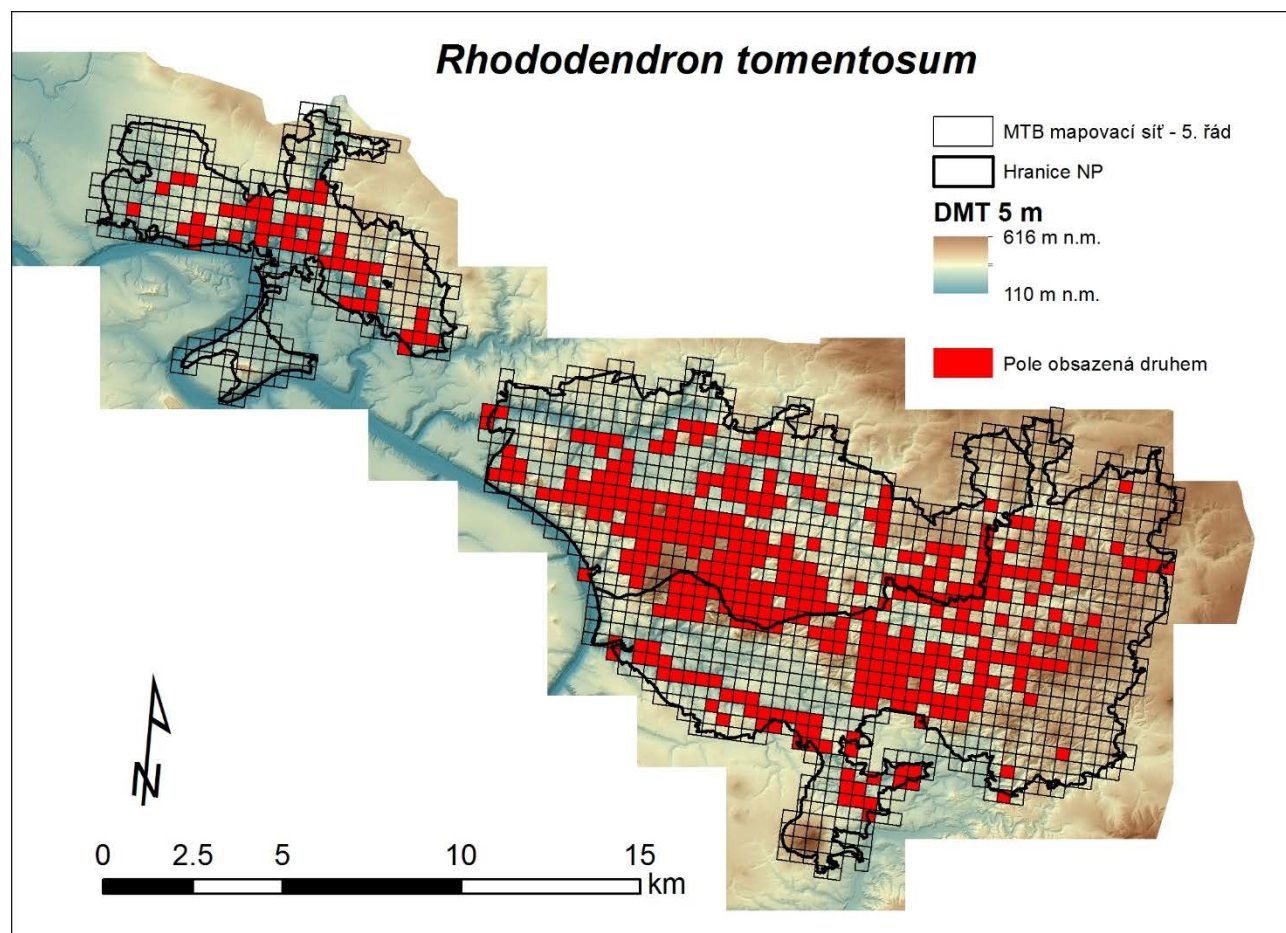
- 1) nepřesnost lokalizace - druh je zaznamenán jako prezenze v určitém mapovacím čtverci, který často zahrnuje širokou škálu stanovišť, ačkoliv se obvykle vyskytuje jen v určitém typu
- 2) absence změny v čase – mapování je časově náročné a málokdy se podaří ho zopakovat; údaje z různých částí území se také často liší dobou záznamu a to více jak o 10 let a
- 3) údaje jsou pouze prezenčně-absenční a nezohledňují početnost a vitalitu populací.

Přesto má cenu pracovat s dostupnými daty o výskytu vybraných druhů jako s potenciálními indikátory přírodně blízkého prostředí. Omezení dostupných dat lze „napravit“ různými metodami. Jednou z nich je metoda downscalingu, která umožňuje zpřesnit prostorové rozlišení síťového mapování na základě dalších podpůrných vstupů, jako jsou údaje o vazbě druhu na prostředí získané dodatečným podrobným sběrem dat v omezené vybrané části území. Z přesných bodových dat na menším vzorku území lze potom predikovat konkrétní výskyt druhu v daném mapovacím čtverci pomocí statistických vztahů mezi proměnnými prostředí a výskytem druhu (GUISAN & ZIMMERMANN 2000, GUISAN & THUILLER 2005). Takové čtverce, ve kterých se jedná nacházejí vhodná stanoviště a jednak se v nich zájmový druh opravdu vyskytuje, lze považovat za místa s pravděpodobným výskytem přirozených stanovišť, která zasluhují zvýšenou ochrannářskou pozornost.

Z přesných bodových dat na menším vzorku území lze podobným způsobem predikovat i výskyt druhu v celém zájmovém území. Ovšem takto predikovaný výskyt ukazuje pouze potenciál lokalit druh hostit a ne jeho aktuální rozšíření.

V souvislosti s hodnocením jednorázově sebraných dat je třeba ještě zmínit, že momentální absence druhu nemusí indikovat nevhodné stanoviště, ale jen momentální nepřítomnost díky metapopulační dynamice druhu (Hanski 1998) a naopak některé výskyty druhu mohou být jen efemerní a nemusí proto indikovat stanoviště vhodná. Bodová data s časovým záznamem pak mají potenciál pro opakování záznamu a mohou pak sloužit jako doklady časové dynamiky výskytu druhů.

Cílem této kapitoly je definovat druhy, které mají potenciál být využity jako indikátory přírodního prostředí nebo význačných stanovišť. Dále popsat, jakým způsobem mohou být data, která jsou v současné době dostupná na správách obou NP, využita k indikaci hodnotných lokalit.



Obr. 1: Příklad dat síťového mapování pro druh *Rhododendron tomentosum* (dříve *Ledum palustre*) sjednoceného pro celé přehraniční území do jednotné čtvercové sítě o hraně ca 350 m.

3 Vybrané indikační druhy a jejich typická stanoviště

Uvádíme vybrané indikační druhy nebo skupiny druhů cévnatých rostlin, které jsou významné pro typická stanoviště přírodě blízkého prostředí.

Kombinací charakteristik stanoviště (např. údolí/rokle), zjištěných na základě modelu terénu (viz kapitola 1, str. 73 - 77) a údajů o rozšíření charakteristických rostlinných druhů (zjištěných na základě bodového nebo síťového mapování), můžeme získat představu o tom, kde lze v území NP nalézt přírodě blízká stanoviště, která si zaslouží ochranu.

3.1 Rokle a údolí

V oblasti lze podle šířky, hloubky a orientace rozeznat několik výrazných typů doprovázených specifickou druhovou skladbou rostlin. Tyto druhy se vyskytují obvykle v horách, zde jsou však součástí charakteristického prostředí inverzních poloh s vyrovnaným průběhem teplot a s vysokou vlhkostí půdy i vzduchu.

- 1) Širší a delší hluboká zalesněná údolí s většími klidnějšími vodními toky a s humóznějšími půdami: Několik spíše horských druhů *Aruncus vulgaris*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Silene dioica*, *Polygonatum verticillatum*, *Valeriana sambucifolia* a *Cirsium heterophyllum*.
- 2) Úzce zaříznuté hluboké skalnaté rokly-soutěsky s větším vodním tokem (např. divoké partie Kamenice a Křinice): Horský druh *Viola biflora*.

- 3) Stinná vlhká údolí s menšími toky nebo bez toků s písčitymi propustnými kyselými půdami, zalesněné smrky (ale s největší pravděpodobností i stanoviště přirozených smrčin nebo lesů, kde by byl smrk podstatně zastoupen): Na jejich dně nebo v jejich postranních údolíčkách a zářezech, na skalkách nebo na jejich úpatí horský druh *Huperzia selago*. Pro indikaci typického stanoviště je třeba uvažovat pouze větší stabilní populace, protože druh díky lehkým výtrusům, kterými se rozšiřuje, může být přechodně na mnoha místech nevhodných pro růst sporofytu. Ve stejných údolích, ale na humóznějších březích potůčků *Equisetum pratense*.
- 4) Velmi podmáčené stinné rokly a úzká údolíčka s tekoucí vodou nebo prameništěm: Na blátivém prameništi nebo břehu potůčku nebo v korytech potůčků *Chrysosplenium oppositifolium*.
- 5) Úzce a hluboce zaříznuté rokly (doly) se stagnující vodou, podmáčenou a zrašelinělou půdou a s porosty smrku: Kombinace rašeliníků, *Lastrea limbosperma*, *Carex canescens*, *C. echinata*, *Agrostis canina* a *Viola palustris*, někdy také *Circaea alpina* (chráněný druh v kategorii C4 s centrem rozšíření v oreofytiku a v chladnějším mezofytiku).
- 6) Velmi podmáčená širší mělká údolíčka nebo prameniště s tekoucí vodou s humóznější půdou, při březích toků s olší lepkavou, jasanem a smrkem: Horský druh *Polygonatum verticillatum*, někdy také *Circaea intermedia*.

3.2 Vrcholy skal

Dalším typickým a na gradientu prostředí jasně definovaným typem stanoviště jsou skalní vrcholy.

- 1) Výslunné skalní vrcholy a skalnaté horní svahy se zchovalými světlými bory: *Spergula morisonii* (vymapovaná pouze na malém počtu stanovišť pravděpodobně díky tomu, že může být lehce přehlédnuta.)
- 2) Severně orientované hrany skal celého pískovcového masívu se světlými bory: *Empetrum nigrum*.
- 3) Vlhčí partie většinou severně (SV až SZ) orientovaných hran skal a horních svahů s vegetací s poměrně otevřeným korunovým zápojem: *Rhododendron tomentosum* společně s *Calluna vulgaris* a *Vaccinium vitis-idaea* vytváří specifické společenstvo *Ledo-Pinetum*. Vzhledem k citlivosti rojovníku bahenního na míru zastínění je třeba opatrnosti při managementových zásazích ve stromovém patře. Problematické je jak silné zastínění, tak přílišné prosvětlení.

3.3 Svahy nebo rozsáhlejší plošiny s bohatšími půdami

- 1) Svahy (a méně často i plošiny) s humóznějšími a bohatšími půdami se zbytky listnatých společenstev s javory a lípou: *Actaea spicata*, *Adoxa moschatellina*, *Daphne mezereum*, *Bromus benekenii*, *Pulmonaria obscura*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum multiflorum*.
- 2) Minerálně bohatší substráty s bučinami: *Festuca altissima*.
- 3) Čedičové podloží: *Dentaria enneaphyllos*, *D. bulbifera* (na čedičové podloží vázána méně než předchozí) a *Melica uniflora*.

3.4 Zastíněné vlhké svahy a údolí se skalkami

Skalních římsy, vlhké skalky a partie pod nimi v porostech smrčin obohacených buky a kleny: horský druh *Streptopus amplexifolius*.

3.5 Široké severní svahy, dolní svahy jižně orientované, široká nepodmáčená údolí bez větších toků

Velmi rozšířená stanoviště a porosty, jež by mohly být charakterizovány přítomností dalších tří horských druhů: *Trientalis europaea*, *Blechnum spicant* a *Lycopodium annotinum*. *Trientalis* a *Blechnum* se v síťovém mapování vyskytují téměř ve všech mapovacích čtvercích s lesní vegetací a jednotlivé výskyty lze zaznamenat i na zcela netypických stanovištích. Pro indikační potřebu by bylo třeba zjistit jejich četnost a stabilitu výskytu, kterou ovšem standardní floristický průzkum neposkytuje. Jejich indikační hodnota je proto velmi omezená. Druh *Lycopodium annotinum* je naopak vymapován pouze na 6 lokalitách, takže jeho indikační hodnota je malá (nicméně právě pro jeho vzácnost v území by tato stanoviště měla být monitorována).

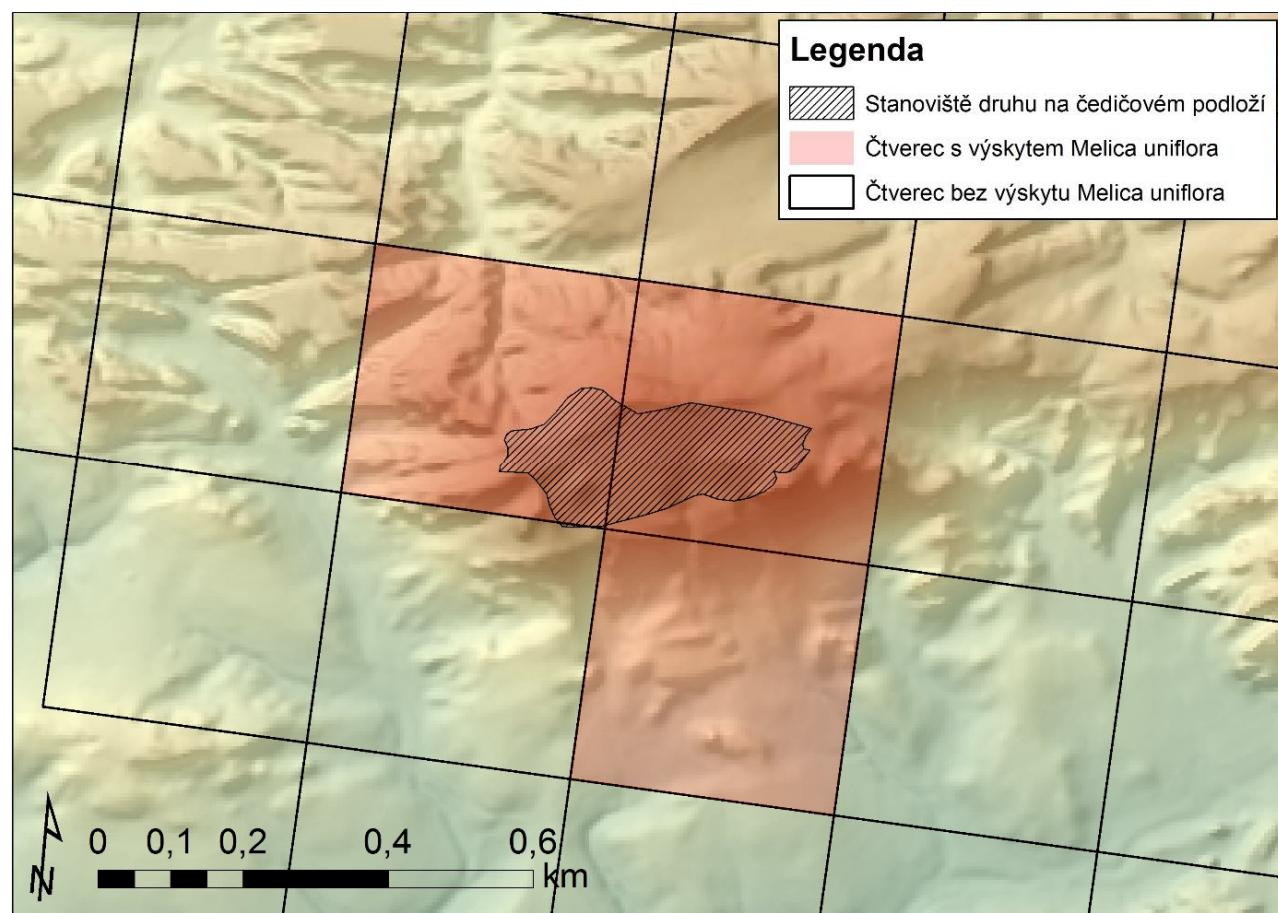
4 Využití

Díky dlouhodobé aktivitě botaniků jsou data o rozšíření většiny druhů cévnatých rostlin dostupná pro oba NP. Data se ovšem liší polohovou přesností. Pro indikační využití mají největší význam data bodová. Ty lze přímo použít v kombinaci s dalšími indikátory, vzniklými na základě analýzy modelu terénu, jako jsou Specifická stanoviště – cenné rokle (viz str. 73 - 77). Tak lze vymezit typická stanoviště vhodná pro zájmový druh a zároveň predikovat další potenciálně vhodné lokality výskytu. (viz. Příloha č. 1).

Většina dat byla získána síťovým mapováním (HÄRTEL, BAUER a kol. 1997) a to pro různé druhy s různou velikostí mapovacího čtverce. Pro indikační účely lze s jistým omezením využít pouze data mapovaná do nejmenších čtverců, tedy ca 350 x 350 m na české straně a 250 x 250 m na německé straně. Výskyt významného druhu nebo ještě lépe přítomnost více takových druhů společně v jedné mapovací ploše má také jistou indikační hodnotu. Ukazuje, že zde, na určité již konkrétněji vymezené ploše, může být stanoviště, které si zaslouží pozornost.

Vzhledem k členitosti území jsou ale tyto záznamy polohově nepřesné, tj. druh se na mnohých stanovištích čtverce vyskytovat nemůže vůbec nebo naopak se může vyskytovat na stanovištích v různých částech plochy (Obr. 2). Jedním z řešení, jak zpřesnit odhad výskytu, je doplnit další terénní šetření o konkrétním výskytu druhu ve vybraném výseku území. Na základě těchto nových údajů posléze vytvořit prediktivní model výskytu druhu nebo jeho stanovišť. Data síťového mapování lze v tomto případě využít k výběru území vhodného pro detailní šetření, validaci predikce a v poslední řadě i k omezení predikovaného potenciálního výskytu na území, kde se druh za současných pozměněných podmínek prostředí reálně vyskytuje.

V Příloze č. 1. uvádíme příklad takového postupu pro druh rojovník bahenní (*Rhododendron tomentosum*).



Obr. 2: Znázornění nejistoty lokalizace výskytu druhu ve čtverci síťového floristického mapování 350 x 50m. Druh *Melica uniflora* se vyskytuje pouze na úživných půdách vzniklých na vyvěřelých horninách.

5 Literatura

- 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. & Dudík, 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.

Příloha č. 1: Prediktivní modelování výskytu druhu na příkladu rojovníku bahenního (*Rhododendron tomentosum*).

Postup prediktivního modelování výskytu druhu (SDM) je postaven na popisu ekologických nároků druhu na základě podmínek prostředí, které jsou odvozeny z charakteristik stanovišť s jeho výskytem. Jedná se tedy o aproximaci ekologické niky druhu v prostoru použitých parametrů prostředí. Protože v omezeném geografickém prostoru nelze zachytit všechny biotické a abiotické faktory, které podmiňují dlouhodobé přežívání druhu, tak výsledný model nepředstavuje jeho fundamentální niku, ale určitou podmnožinu podmínek nazývanou realizovaná nika. Model vychází z předpokladu, že populace je v daném čase v rovnováze se stanovištními podmínkami, tedy že prezence druhu na stanovišti odpovídá naplnění všech nezbytných ekologických faktorů. Přestože vlastní model představuje projekci nároků druhu v „ekologickém prostoru“, je výsledně vyjádřen v geografickém prostoru jako potenciál vhodnosti stanoviště k výskytu druhu (habitat suitability).

Jako příklad uvádíme stanovení potenciálního rozšíření indikačního druhu rojovníku bahenního (*Rhododendron tomentosum*, syn. *Ledum palustre*) na území obou národních parků pomocí prediktivního modelování výskytu metodou MAXENT.

Rojovník bahenní je chráněným druhem, který se však na území obou národních parků vyskytuje poměrně hojně. Společně s dalšími druhy tvoří specifické společenstvo rojovníkových borů *Ledo-Pinetum*, které významně přispívá ke zvýšení vegetační diverzity území. Dostupné údaje o výskytu druhu ve sledovaném území (viz síťové mapování) jsou vzhledem k maloplošnosti vhodných stanovišť nedostatečně podrobné. Z tohoto důvodu nelze zhodnotit jeho reálné rozšíření. Prediktivní modelování si klade za cíl na základě statisticky popsaného vztahu mezi faktory prostředí a výskytem druhu nalézt potenciálně vhodná stanoviště jeho výskytu. Tento potenciál nemusí být z mnoha důvodů naplněn (viz předchozí kapitola), ale indikuje stanoviště, která si zaslouží pozornost a další terénní průzkum.

Model rozšíření druhu byl vytvořen pomocí metody MAXENT (PHILLIPS et al. 2006, PHILLIPS & DUDI 2008, ELITH et al. 2010). Tato metoda predikuje rozšíření druhu na základě jeho ekologických nároků odvozených z údajů o výskytu v dané oblasti. Jako vstupní data byla použita přesná geodetická zaměření jednotlivých mikropopulací, která byla provedena ve 12 dílčích zájmových územích o ploše 0,133 km². Na těchto plochách byl v průběhu roku 2013 - 2014 proveden podrobný floristický průzkum, který měl za cíl zmapovat všechny stanoviště s výskytem druhu. Protože rojovník je keřovitého vzrůstu, často vytváří polykormony, které komplikují možnost rozlišení jednotlivých jedinců. V případě souvislého porostu tak byly zaměřovány středy populací. V takovém případě byla arbitrárně stanovena maximální rozloha plošky na 10 m². Velmi důležitým rozhodnutím, vzhledem ke spolehlivosti prediktivních schopností modelu, byl výběr oblastí, ve kterých byla sbírána data o výskytu. Samotný výběr byl proveden na základě údajů o výskytu druhu získaných při síťovém floristickém průzkumu (HÄRTEL et al. 1997) a respektoval použitý rastr mapování (ca. 350 x 350 m). Pomocí analýzy topografické variability celého území NPČS byly na měřítku jednotek kilometrů identifikovány dva hlavní gradienty prostředí, které byly zvoleným designem vzorkování zahrnuty do modelu v celé své šíři. Jednalo se o nadmořskou výšku a míru převýšení nad dnem údolí (parametr „Vertical distance to channel lines“). V rámci těchto gradientů prostředí bylo vybráno 12 čtverců síťového mapování tak, aby pokrývaly možné rozpětí hodnot. Variabilita podmínek prostředí operující na škále desítek metrů byla zahrnuta díky použitím čtverců floristického mapování, které jsou dostatečně velké na jejich zachycení. Jedná se o parametry měnící se v závislosti na konfiguraci pískovcového mesoreliéfu (rokle/plošiny), které jsou spojené se změnou orientace svahu (Heatload index), velikosti povodí (Topographic wetness index) a výšky skal (TPI index, Skyview); viz přehled topografických parametrů v kapitole 1, str. 73 - 77.

Environmentální faktory prostředí použité k predikci výskytu *Rhododendron tomentosum*

Metoda MAXENT predikuje geografické rozšíření druhu, které je odhadováno na základě omezení ekologickými podmínkami, které jsou daným druhem vyžadovány k růstu. Výběr relevantních parametrů, které se vztahují k ekologickým nárokům druhu, je tedy zásadním předpokladem pro prediktivní schopnosti modelu. Při jejich výběru je nezbytné uplatnit znalosti o ekologických vlastnostech druhu v daném území. Většina faktorů majících přímý vliv na růst druhu (např. pH, dostupnost živin, voda, světlo) však není dostupná ve formě spojitě vrstvy měřených hodnot, a proto je jedinou možností využít zástupné faktory, které s reálnými hodnotami do velké míry korelují. Pro tvorbu modelu jsme použili faktory prostředí, které souvisí s hlavními stanovištními nároky rojovníku, kterými je vysoká dostupnost světla a zároveň půdní vlhkosti. Jejich relativní hodnoty lze aproximovat pomocí parametrů odvozených z podrobného výškového modelu terénu (DMT). Naopak jsme vyloučili faktory působící na větších prostorových škálách, jako jsou klimatické charakteristiky a geologické vlastnosti podloží. Důvodem k tomuto kroku je jejich vysoká uniformita ve zkoumaném území, daná

jednak nízkým prostorovým rozlišením (dostupná klimatická data), nebo poměrně homogenní strukturou (geologie). Z potenciálních faktorů byly také vyloučeny silně korelované proměnné, které znemožňují jasnou ekologickou interpretaci výsledků.

Ekologická interpretace vybraných použitých environmentálních faktorů

Total insolation – množství dopadající solární radiace na daném místě, které je ovlivněno sklonem svahu, jeho orientací vůči světovým stranám, stíněním difuzního záření okolním terénem a atmosférickými charakteristikami. Nepřímo aproximuje vlhkostní režim lokality, protože zvýšení přísunu sluneční energie způsobuje nárůst evapotranspirace, tedy sumárního množství odpařené vody z půdního povrchu a vegetačního pokryvu. V rámci pískovcového reliéfu způsobuje velmi výrazný vlhkostní gradient mezi JZ a SV orientovanými skalními hranami.

Diurnal Anisotropic Heating – index tepelného požitku, který na základě morfologie terénu popisuje teplotní bilanci stanoviště. Podobně jako faktor Total insolation aproximuje také vlhkostní režim lokality.

Sky view – míra zastínění hemisféry oblohy okolním tvarem reliéfu. Nízké hodnoty znamenají přítomnost překážky, která zakrývá výhled na oblohu. V pískovcové krajině se hodnota faktoru snižuje s narůstající výškou skal a sevřeností údolí. Pro rojovník tkví ekologický význam tohoto parametru především v korelaci s dostupným světlem.

Topographic position index 30 m (TPI) – klasifikační metoda umožňující identifikaci tvarů reliéfu na základě DMT. Algoritmus zjišťuje rozdíl nadmořské výšky konkrétní buňky DMT vzhledem k průměru ve zvoleném okolí (zde čtverec 30 x 30 m). Pozitivní odchylka znamená vyšší pozici nad okolním terénem a naopak. Metoda je závislá na zvolené prostorové škále. Při aplikaci 30 m okolí jsou v podmínkách pískovcového reliéfu identifikovány skály a skalní hrany. Ekologická interpretace souvisí s vlastnostmi půd, které jsou na místech s vysokou hodnotou TPI velmi mělké a písčité. Faktor do velké míry také koreluje se současným vegetačním pokryvem, kterým jsou porosty s převažující *Pinus sylvestris*.

Valley depth – hloubka údolí do určité míry popisuje možnost výskytu teplotních inverzí, které jsou pravděpodobnější v hluboce zahloubených údolích. Rojovník není typicky horský druh vázaný na chladnější klimatické podmínky, ale vyskytuje se i v mezofytiku. Přesto lze předpokládat určitou vazbu na chladnější klima, neboť v ČR probíhá jeho jižní hranice rozšíření.

Vertical distance to channel lines – udává pozici bodu nad teoretickou sítí vodotečí odvodňujících určité povodí. Popisuje převýšení vzhledem ke dnu údolí, což charakterizuje exponovanost dané lokality. Souvislost s ekologií druhu je především skrze zastínění způsobené korunovým zápojem stromů, které výrazně limituje jeho možný výskyt. Pokud je lokalita položená výše, než je výškové rozpětí stromového patra, tak jím nebude stíněna. Uvedený princip však funguje pouze u ideálně vyvinutého tvaru pískovcové rokle s plochým dnem ohraničené kolmými stěnami.

Topographic wetness index – udává potenciál vyšší půdní vlhkosti, která je závislá na velikosti povodí dané buňky. Rojovník je vlhkomilný druh rostoucí na rašeliništích, proto je na místě předpoklad jeho afinity k plochám s vyšším obsahem půdní vlhkosti, případně zamokřeným půdním profilem. Bohužel v pískovcovém reliéfu tento parametr dokáže spolehlivě zachytit pouze zvýšenou vlhkost na dnech roklí, ale přehlídí vlhká stanoviště závislá na specifické morfologii terénu. Těmi jsou hrany skal, kde vykličuje souvislý půdní pokryv a kde díky konvexnímu tvaru méně propustného pískovcového podloží dochází k laterálnímu pohybu vody půdními póry až na samotnou hranu kolmé skalní stěny, která se tak zamokřuje.

Popis všech dostupných parametrů pro modelování výskytu druhů odvozených z digitálního modelu terénu je uveden v Tabulce č. 1, str. 73 – 77.

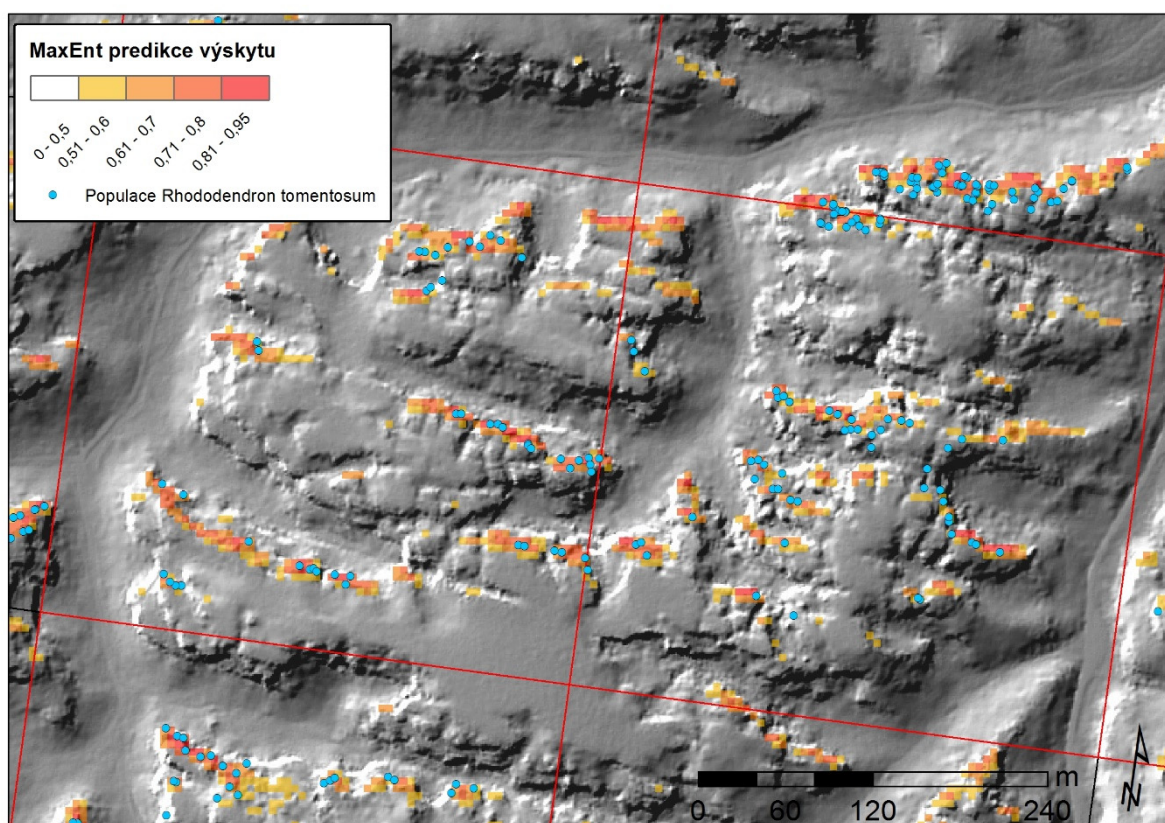
Výsledky modelování a jeho využití

Prediktivní schopnost výsledného modelu byla validována několika způsoby

- 1) cross-validací na podsouboru přesně zaměřených výskytů, které nebyly použity k parametrizaci modelu
- 2) váha jednotlivých prediktorů byla zhodnocena resamplovací metodou Jackknife
- 3) terénním ověřením mimo území trénovací množiny dat
- 4) srovnáním s radiokarbonově datovaným fosilním záznamem o historickém výskytu druhu. Poslední jmenovaný způsob byl zaměřen na testování stability ekologické niky druhu v čase a rovnováhy výskytu druhu s prostředím, což jsou klíčové předpoklady prediktivního modelování (SVENNING et al. 2011). Pomocí radiokarbonového datování a identifikace pylových zrn druhu byl vytvořen retrospektivní záznam jeho výskytu na několika lokalitách, který byl srovnán s prediktivním modelem.

Analýza váhy jednotlivých faktorů jasně ukázala, že největší množství nezávislé informace do modelu vnáší parametr **Direct insolation**, tedy aproximace teplotně-vlhkostního režimu. Dostupnost světla byla obsažena v ostatních parametrech, které však přispívají menší měrou. Zde se nachází možnost budoucího zlepšení prediktivních schopností modelu použitím parametru, který by lépe aproximoval současný korunový zápoj a tím i dostupnost světla pro tento světlomilný druh.

Prediktivní model rozšíření druhu *Rhododendron tomentosum* lze využít především při plánování lesnických zásahů. Samotný druh není v současnosti výrazněji ohrožen případnou extinkcí, protože jeho početnost je v území vysoká. Protože však indikuje vzácný a pro oblast národního parku charakteristický rojovníkový bor *Ledo-Pinetum*, tak jakýkoliv zásah do druhového složení stromového patra může tento typ vegetace poškodit. Současně lze potenciální výskyt tohoto indikačního druhu použít pro restaurování společenstva na místech, která byla v minulosti zasažena přeměnou na kultury smrku. Na takových lokalitách je žádoucí výchovnými zásahy směřovat druhové složení porostů zpět k tomuto vegetačnímu typu.



Obr. 1: Srovnání potenciálního výskytu rojovníku bahenního (*Rhododendron tomentosum*) stanoveného metodou MAXENT (červeně) a jeho reálného rozšíření. Zvýrazněné čtverce síťového mapování vymezují území s kompletně vymapovanými populacemi druhu.

Indikační druhy cévnatých rostlin – invazní druhy

Věroslava Hadincová & Jan Wild

1 Stručný popis indikátoru

Mapované výskyty bylinných druhů invazních rostlin: *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis*.

2 Motivace

Výskyt vybraných invazních druhů rostlin je vázán na místně typické abiotické charakteristiky prostředí. Přítomnost těchto druhů ukazuje na narušení přirozených rostlinných společenstev v tomto typickém prostředí.

Pro údaje o výskytu invazních rostlin platí téměř to samé co o údajích o výskytu rostlin přírodních společenstev. Jsou většinou mapovány ve stejných čtvercových sítích a potřebné přesné bodové výskyty s časovým záznamem jsou spíše výjimkou. Pro detailní popis dat proto odkazujeme na kapitolu „Indikační druhy cévnatých rostlin – přírodní společenstva“ (str. 91 - 98), věnovanou původním druhům. Obdobné informace platí i pro prediktivní modelování výskytu druhu nebo potenciálně vhodných stanovišť (viz str. 91 - 98, Příloha 1). Z hlediska metodického je ovšem u invazních druhů narušen základní předpoklad prediktivních modelů a to rovnováha populace se stanovištními podmínkami. Z mnoha důvodů, např. limitů šíření, nejsou obsazena všechna vhodná stanoviště a to ve výrazně větší míře, než je tomu u druhů původních. Riziko mylné interpretace absence druhu jako indikátoru nevhodného stanoviště je tak mnohem větší a musí být zohledněno při volbě statistické metody i interpretace jejich výsledků. Vhodné jsou opět metody pracující pouze s presencí druhu, jako jsou MAXENT a ENFA (HIRZEL et al. 2002, PHILLIPS & DUDÍK 2008).

3 Vybrané indikační druhy a jejich typická stanoviště

Uvádíme 3 vybrané indikační druhy invazních bylinných druhů, které jsou významné pro typická stanoviště kolem větších toků na území obou NP: *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis*. Všechny tyto druhy jsou zaznamenány na úrovni mapovací sítě s poli o velikosti 350 x 350 m na české straně a 250 x 250 m nebo bodově na straně německé. Management těchto druhů je na území NP velmi problematický, protože se ve většině případů šíří prostřednictvím vodních toků, které do území přitékají z území mimo NP. Jejich šíření lze jen těžko zabránit bez spolupráce s okolními oblastmi, tedy s CHKO Lužické Hory a CHKO Labské Pískovce a bez spolupráce mezi oběma NP.

Impatiens glandulifera

Vyskytuje se podél větších toků a v jejich nivách. Na území NPČŠ lze tento druh nalézt ve všech mapovacích čtvercích podél řeky Kamenice a v některých mapovacích čtvercích podél Křinice a Brtnického potoka. Tento druh dovede vytvořit husté a vysoké porosty a zcela změnit charakter pobřežní vegetace. V NPSS se druh vyskytuje nejčastěji v části parku, která navazuje na českou hranici a to podél řeky Křinice a jejích přítoků. Protože Křinice přitéká do německé části NP ze strany české a protože i na Křinici a jejích přítocích lze nalézt na české straně některé lokality, bude v tomto případě potřeba věnovat pozornost tomuto druhu i na české straně, aby semena nebyla splavována do německé části území, kde již byl druh z porostů odstraněn.

Reynoutria japonica

Vyskytuje se podél větších toků a v jejich nivách. Na území NPČŠ ji lze nalézt ve všech mapovacích čtvercích podél Kamenice. Podobně jako předchozí druh dovede vytvořit husté a vysoké porosty a zcela změnit charakter pobřežní vegetace. Na rozdíl od české strany není tento druh v německé části zaznamenán v mnoha mapovacích čtvercích (ca 15), ale je zachycen poměrně často v okolí hranic parku. Zde je třeba věnovat pozornost tomu, zda mimoparkové lokality neleží na místních tocích položených tak, že by se po proudu mohly stát zdrojem invaze v NP.

Reynoutria sachalinensis

Druh byl zaznamenán v síťovém mapování na české straně jen jednou, a to v jedné ploše u Kyjova, proto by v této části neměl být problém druh z území odstranit, pokud se tomu tak již nestalo. V NPSS byl tento druh zaznamenán na dvou lokalitách na hranici s ČR poblíž Křinice, a pokud zde druh nebyl ještě odstraněn, bylo by nutné zasáhnout, protože by se tyto lokality mohly stát zdrojem dalšího šíření po proudu toku. Na dalších lokalitách NPSS a v jeho okolí je třeba věnovat pozornost především lokalitám na tocích, které směřují do centra parku. Vzhledem k tomu, že se druh na české straně téměř nevyskytuje, není v tomto případě třeba součinnost ochranných opatření obou stran.

4 Využití

Protože je u těchto druhů zřejmé, že se vyskytují především podél toků, lze k posouzení jejich výskytu využít s vysokou spolehlivostí síťové mapování. Z mapových podkladů z obou NP lze vytipovat oblasti v okolí NP, se kterými je nutno spolupracovat, aby tyto invazní druhy nebyly opakovaně do NP splavovány z okolí. Dále je z podkladů z obou částí NP možné vydedukovat, pro které druhy a na kterých místech je třeba při managementu součinnost obou NP.

Pro využití tohoto typu mapových podkladů může být ale problematické to, že podklady nejsou úplně aktuální, zvl. na české straně nejsou v mapách zaznamenány ani nové nálezy, ani úseky, ve kterých již byly tyto druhy omezovány.

Vývoj lesních porostů od roku 1840/42

Ulrike Seiler

1 Cíl

V následujícím textu budou představeny indikátory použité pro hodnocení kontinuity lesních porostů a jejich vývoje. Intenzivní zásahy a využívání lesů člověkem v minulosti, střídání strategií pěstování lesa a rané snahy o ochranu dílčích částí krajiny se trvale odrazily na obrazu a dnešním stavu lesů v regionu národního parku a odrážejí se mimo jiné i v druhovém složení a věkové struktuře lesních porostů – stejnověký les, dominující smrk, nepůvodní druhy dřevin, ztráta jedle bělokoré a dubu.

Pro analýzu vývoje lesních porostů byla použita data umožňující provést pro určité historické časové řezy plošně přesnou rekonstrukci stavu lesů, jejich územní zařazení a určení strukturálního složení lesů. Kromě aktuálních dat o lesních porostech z roku 2007 (národní park České Švýcarsko) a 2014 (národní park Saské Švýcarsko, datum sběru 1998) byly k dispozici ve formě vektorových dat srovnatelné přeshraniční informace pro období let 1840/1842 a 1920/1924.

- Národní park Saské Švýcarsko: 1842 – 1924 – 2014 (1998)
- Národní park České Švýcarsko: 1840 – 1920 – 2007

Vývoj lesních porostů v obou národních parcích je od doby jejich založení v roce 1990 (NP Saské Švýcarsko), případně 2000 (NP České Švýcarsko) podporován opatřeními zaměřenými na vytvoření smíšených lesních porostů a na druhovou ochranu. Cílené zásahy zahrnují především plochy v nepřirozeném stavu, které by měly být střednědobě zařazeny do přírodních zón. Pro národní park Saské Švýcarsko byla k dispozici odpovídající data pro období let 1998 – 2013.

2 Datové podklady

Jako datové podklady pro stanovení časových řezů byly využity mapy hospodářské úpravy lesů, které byly digitálně zpracovány a vygenerovány ve formě vektorových dat v rámci projektu *Historický vývoj lesních porostů*, podpořeného z programu Cíl 3. Pro saskou stranu jsou data dostupná u státního podniku Sachsenforst (Staatsbetrieb Sachsenforst, Saské lesy) (FGIS_online) a pro českou stranu na správě národního parku České Švýcarsko v Krásné Lípě.

Aktuální data k lesnímu porostu a zásahům v oblasti národního parku Saské Švýcarsko byla vygenerována z odpovídajících objektivních dat (lesnická databáze WIS/Walddatenspeicher Sachsen, tabulka s údaji o druhu, věku, podílu a formě růstu dřevin v porostu a tabulka Realizace). Pro národní park České Švýcarsko byla poskytnuta aktuální data o lesním porostu správou národního parku České Švýcarsko v Krásné Lípě.

Pro vymezení bývalých chráněných území v národním parku Saské Švýcarsko bylo použito vektorových dat poskytnutých správou národního parku Saské Švýcarsko v Žandavě (Bad Schandau) s doplněním (přírodní rezervace Polenztal 1940). Tyto bývalé rezervace dnes tvoří převážně bezzásahovou zónu A v současném parku. Díky své dlouholeté ochraně tato území dnes vykazují přírodě blízký stav a mohou být použita jako referenční plochy pro hodnocení výsledků projektu.

Tab. 1: Přehled datových podkladů

| Národní park České Švýcarsko | Národní park Saské Švýcarsko |
|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 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 Obsah a kvalita dat

Omezení v kvalitě historických dat spočívá ve stáří mapových podkladů, což může vést k nepřesnostem v poloze objektů. V rámci přenášení obsahů map do GIS (srov. metoda zpětné editace) však bylo možno tyto chyby z velké části odstranit. Obsah map se pohybuje mezi zaznamenanými časovými řezy a sloužil v minulosti výlučně ke kontrole stavu lesa pro trvalé surovinové využití. Záznam a sledování ekosystémových procesů probíhaly pouze ve vztahu k ekonomickému hledisku. Obsah mapy proto nedosahuje tematické hloubky dat shromažďovaných v současné době (databáze lesnických dat Walddatenspeicher, průběžná inventarizace pomocí vzorků). Pro národní park České Švýcarsko byl v rámci digitálního záznamu obsah mapy doplněn o údaje z příslušných lesních hospodářských plánů. Tyto dokumenty jsou pro saskou stranu k dispozici pouze pro nejstarší časový řez z roku 1842, dosud však nebyly digitálně zpracovány.

Pro analýzy je k dispozici následující obsah dat:

- Národní park Saské Švýcarsko:
 - Druhové složení dřevin:
 - 1842 skupiny užitkového dřeva, údaje k přimíšeným druhům dřevin
 - 1924 skupiny dřevin, bez údajů k přimíšeným druhům dřevin, údaje ke zmlazení, napadení mniškou, bonitě
 - Údaje o věku:
 - 1842 periody mýcení (1 – 5), třída 1 = více než 80 let
 - 1924 věkové třídy (1 – 6), třída 1 = 01-20 let
- Národní park České Švýcarsko:
 - Druhové složení dřevin:
 - 1840 skupiny druhů dřevin, údaje o přimíšených druzích dřevin (v %)
 - 1920 skupiny druhů dřevin, údaje o přimíšených druzích dřevin (v %)
 - Údaje o věku:
 - 1840 skutečný věk
 - 1920 skutečný věk

Aktuální data ke druhům dřevin a věkovému složení lesních porostů pro českou stranu jsou z roku 2007. Informace z lesnické databáze Walddatenspeicher Sachsen pro národní park Saské Švýcarsko se týkají roku sběru těchto dat 1998 a jsou od té doby přepisovány (údaje o věku, zásazích).

Aktualizace však prováděna není, například při výsadbě jedle bělokoré do porostu (tabulka Realizace) nejsou tyto informace přejímány do tabulky s údaji o druhu, věku, podílu a formě růstu dřevin v porostu a s údaji o vertikální formě porostu.

3 Kroky

3.1 Zpracování a analýza dat

3.1.1 Vývoj věkového složení

Aby bylo možno dosáhnout obsahové srovnatelnosti dat, byly údaje o věku v různých časových řezech navzájem přizpůsobeny. Pro nejstarší časový řez (1842) byly tedy pro saskou část převedeny periody mýcení do věkových tříd:

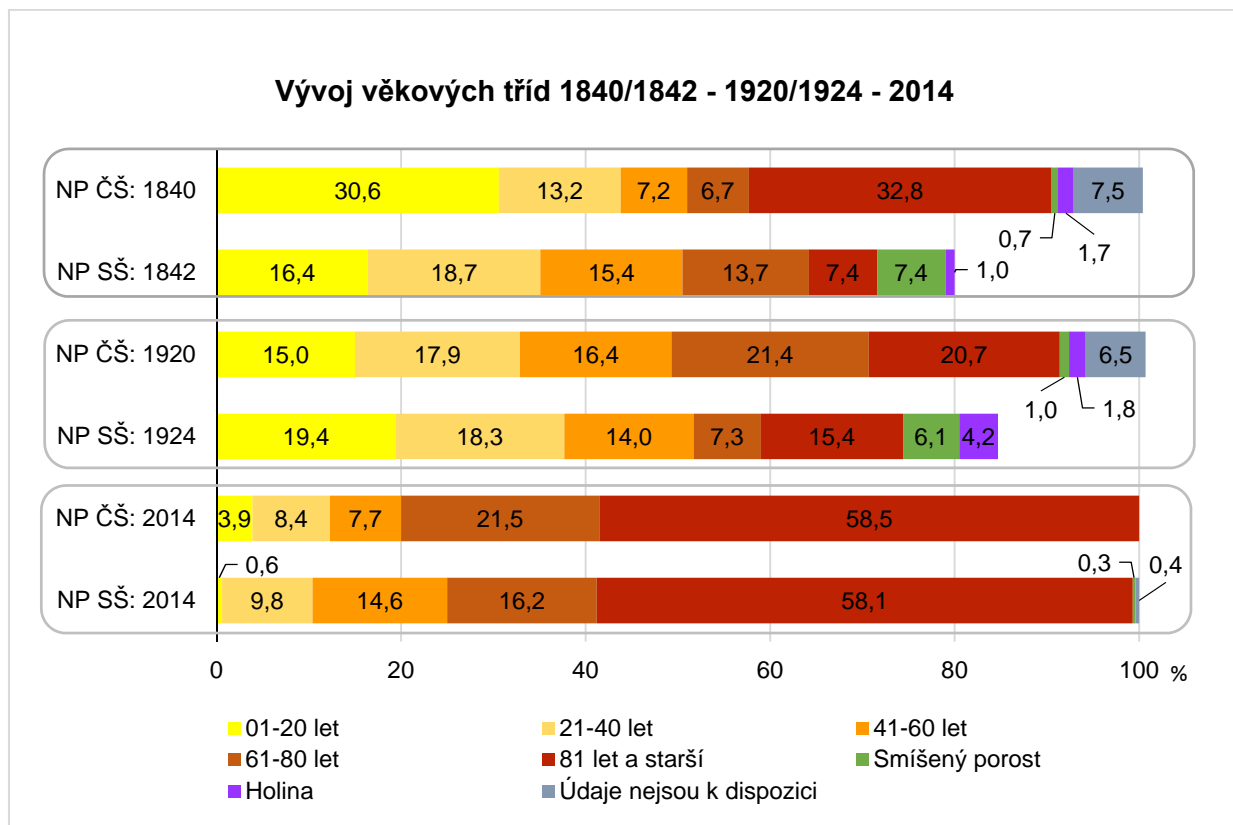
Tab. 2: Úprava údajů o věku

| Perioda mýcení | Věková třída | Údaje o věku |
|----------------|--------------|--------------|
| 1 | 5 | Nad 80 let |
| 2 | 4 | 61 – 80 let |
| 3 | 3 | 41 – 60 let |
| 4 | 2 | 21 – 40 let |
| 5 | 1 | 01 – 20 let |

Pro českou část byly shrnuty odpovídající detailní údaje věkových tříd 1 – 5 pro oba historické časové řezy. Pro aktuální data bylo rovněž provedeno seskupení do tříd 1 – 5.

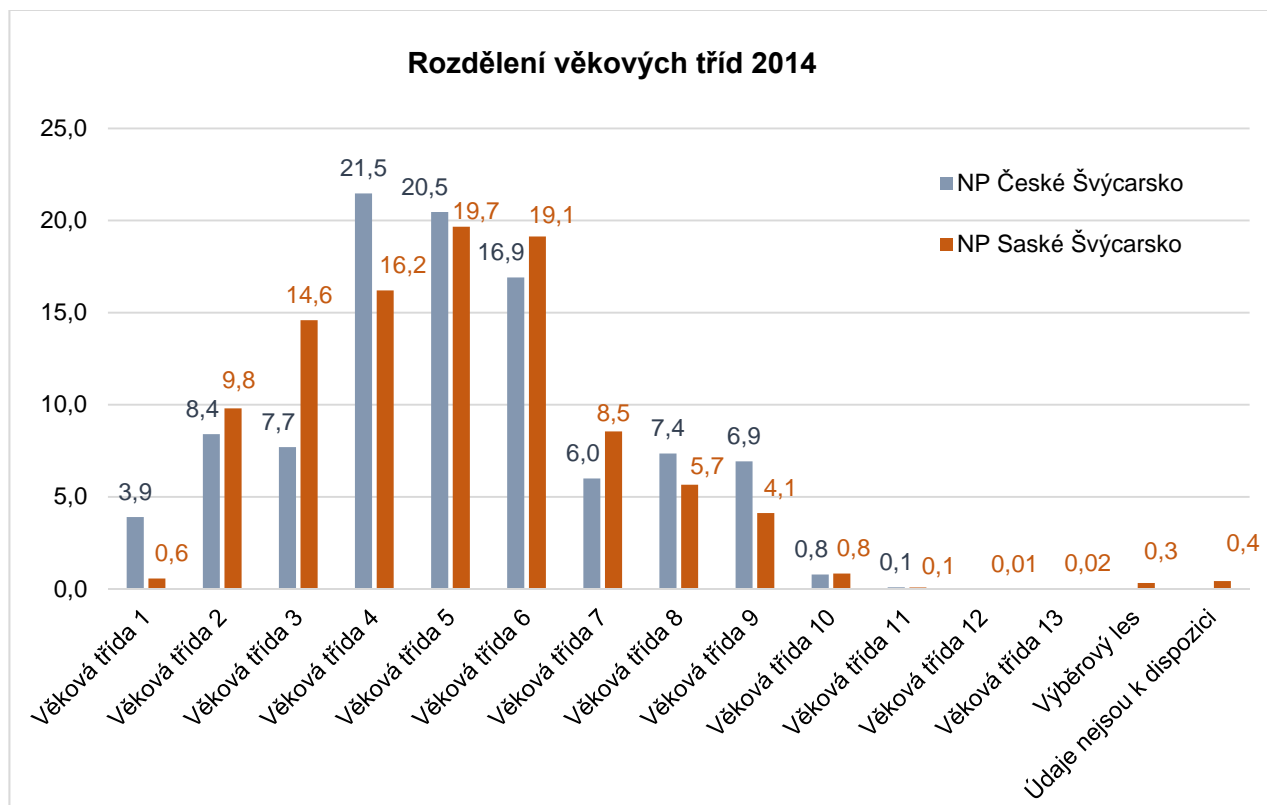
Analýza

Pro každý časový řez byly vypočteny podíly ploch pěti věkových tříd a porovnány v grafu A (obr. 1).



Obr. 1: Vývoj věkových tříd 1840/1842 - 1920/1924 – 2014 (graf A)

Aktuální věkové složení lesů je zobrazeno na grafu B (obr. 2) pro Českosaské Švýcarsko.



Obr. 2: Rozdělení věkových tříd 2014 (graf B)

Aktuální věk porostu byl v hodnocení zohledněn jako indikátor kontinuity porostu a délky období, po které porost nebyl využíván v holosečném hospodářství s úplným odklizením hmoty. Přitom je nutno poznamenat, že téměř ve všech porostech docházelo v minulosti k pravidelným zásahům a těžbě dřeva. V žádném případě tedy nelze ze stáří porostu usuzovat na zcela neporušený vývoj. Domněnka, že nejstarší porosty v národním parku Saské Švýcarsko lze najít v bývalých rezervacích původních oblastí ochrany přírody a plošných přírodních památek, byla přezkoumána a potvrzena.

Součástí hodnocení byly následující třídy:

- Kategorie 1: Věková třída 1 (1-20 let)
- Kategorie 2: Věková třída 2 + 3 (21 – 60 let)
- Kategorie 3: Věková třída 4 + 5 (61 – 100 let)
- Kategorie 4: Věková třída 6 + 7 (101 – 140 let)
- Kategorie 5: Od věkové třídy 8 (>140 let) výběrové porosty, smíšené porosty

3.1.2 Vývoj druhového složení dřevin

Pro srovnávací výzkum aktuálního a historického druhového složení byla vyvinuta jednotná legenda, umožňující porovnávání různě silně diferencovaných údajů z různých časových řezů. Byl vyvinut klíč druhů dřevin, uvedený v tabulce 3.

Tab. 3: Klíč druhů dřevin

| 2014 | 1924 | 1842 |
|---|--------------------------------------|-----------------------------------|
| SM (Picea abies), SMO (Picea omorika), SMP (Picea pungens) | SM (Picea spec.) | jehličnatý les |
| BO (Pinus sylvestris), VJ (Pinus strobus) | BO (Pinus spec.) | |
| MD (Larix decidua), MDX (Larix kaempferi) | MD (Larix spec.) | |
| JD (Abies alba), JDO (Abies grandis) | JD (Abies spec.) | |
| DG (Pseudotsuga spec.) | DG (Pseudotsuga spec.) | |
| BK (Fagus sylvatica) | BK (Fagus sylvatica) | BK (Fagus sylvatica) |
| OL (Alnus glutinosa), OLS (Alnus incana) | OL (Alnus spec.) | OL (Alnus spec.) |
| BR (Betula pendula) | BR (Betula pendula) | BR (Betula pendula) |
| DB (Quercus robur), DBZ (Quercus petraea), DBC (Quercus rubra) | DB (Quercus spec.) | listnatý les |
| HB (Carpinus betulus) JV (Acer platanoides) KL (Acer pseudoplatanus) JS (Fraxinus excelsior) JLH (Ulmus glabra) | LTX (ostatní tvrdé listnaté dřeviny) | |
| JR (Sorbus aucuparia) LP (Tilia cordata) OS (Populus tremula) TP (Populus spec.) KS (Aesculus hippocast.) | LMX (ostatní měkké listnaté dřeviny) | |
| výběrné smíšené porosty | výběrný les; les bez údajů k věku | výběrný les; les bez údajů k věku |
| holiny | holiny | holiny |
| nelesní půda | nelesní půda | nelesní půda |

Analýza

Za účelem průzkumu vývoje druhového složení dřevin byly na bázi vyvinutého klíče navzájem porovnávány historické časové řezy s aktuálními daty. Jelikož v nejstarším časovém řezu 1840/42 jsou pro saskou část zaznamenány pouze skupiny užitkového dříví, omezila se analýza v tomto případě na porovnání listnatých a jehličnatých druhů (srov. tab. 4).

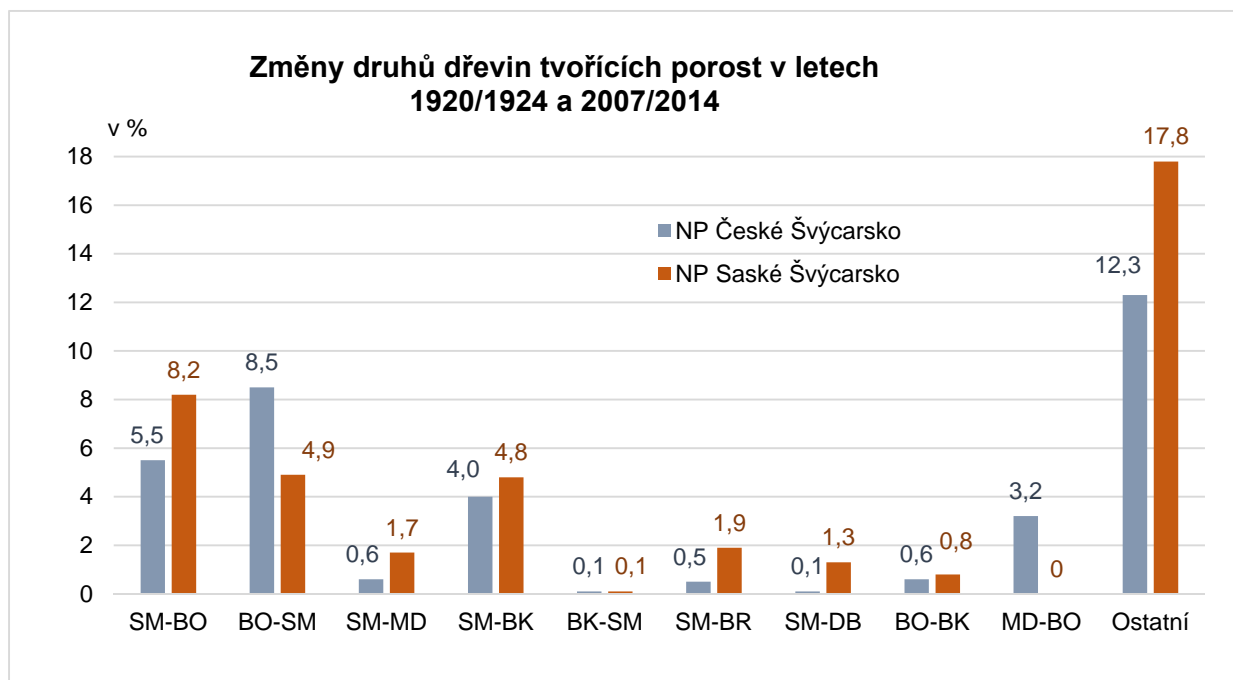
Tab. 4: Porovnání podílu listnatého / jehličnatého dřeva 1840/1842 - 2007/2014 v ha

| | <i>Národní park České Švýcarsko</i> | | <i>Národní park Saské Švýcarsko</i> | |
|-------------------------|-------------------------------------|-------------|-------------------------------------|-------------|
| | <i>1840</i> | <i>2007</i> | <i>1842</i> | <i>2014</i> |
| jehličnatý les | 5.047,93 | 6.754,65 | 5.827,28 | 6.782,72 |
| listnatý les | 0,30 | 45,17 | 0 | 186,18 |
| BK | 147,75 | 472,57 | 176,14 | 842,93 |
| OL | 0,86 | 22,36 | 0,43 | 3,77 |
| BR | 3,25 | 68,20 | 2,79 | 380,71 |
| výběrné smíšené porosty | 2.227,55 | 163,98 | 628,31 | 258,83 |
| holiny | 127,17 | 0 | 80,37 | 0 |
| nelesní půda | 368,57 | 195,84 | 514,20 | 236,61 |
| Celkem | 7.923,38 | 7.722,77 | 7.229,52 | 8.691,75 |

V analýze specifických změn druhového složení (srov. tab. 5) mezi lety 1920/1924 a 2014 byla vektorová data převedena na rastrová s rozlišením 1 x 1 metr na pixel. Každý pixel obsahoval hodnotu druhu dřeviny, tvořící porost. Z vypočtených sumarizovaných hodnot byla odvozena změna druhového složení. Dřevina, tvořící porost, se přitom v obou časových řezech v případě národního parku České Švýcarsko nezměnila na 64,6 % a v národním parku Saské Švýcarsko na 58,5 % celkové lesní plochy. Tento podíl je tvořen převážně smrkovými porosty (srov. tab. 5, národní park České Švýcarsko: 80,2 % a národní park Saské Švýcarsko: 78,6 %). Lesní plochy se změnami (národní park České Švýcarsko: 35,4 % a národní park Saské Švýcarsko: 41,5 %) jsou zobrazeny v grafu 3. Podle těchto výsledků byl tedy smrk nejčastěji nahrazován bukem lesním (národní park Saské Švýcarsko: 4,8 %, národní park České Švýcarsko: 4,0 %), dále borovicí (národní park Saské Švýcarsko: 8,2 %, národní park České Švýcarsko: 5,5 %) a modřínem (národní park Saské Švýcarsko: 1,7 %, národní park České Švýcarsko: 0,6 %).

Tab. 5 Specifická analýza – změny druhů dřevin 1920/1924 – 2007/2014, Podíl plochy: nezměněn

| | Národní park České Švýcarsko | | | Národní park Saské Švýcarsko | | |
|--------------------------------------|------------------------------|-------|--------------------------|------------------------------|-------|--------------------------|
| | v ha | v % | Podíl celkové plochy v % | v ha | v % | Podíl celkové plochy v % |
| SM | 3.999,09 | 80,2 | 51,8 | 3.512,13 | 78,6 | 46,0 |
| BO | 796,57 | 16,0 | 10,3 | 577,40 | 12,9 | 7,6 |
| VJ | 2,48 | 0 | 0 | - | - | - |
| MD | - | - | - | 2,89 | 0,1 | 0 |
| BK | 48,77 | 1,0 | | 140,43 | 3,1 | 1,8 |
| BR | 0,55 | 0 | 0 | 0,61 | 0 | 0 |
| OL | - | - | - | 0,71 | 0 | 0 |
| DB | 1,13 | 0 | 0 | 9,37 | 0,2 | 0,1 |
| LTX (ostatní tvrdé listnaté dřeviny) | 0,70 | 0 | 0 | 7,25 | 0,2 | 0,1 |
| Výběrové smíšené porosty | 6,16 | 0,1 | 0,1 | 21,40 | 0,5 | 0,3 |
| Nelesní půda | 131,83 | 2,6 | 1,7 | 195,66 | 4,4 | 2,6 |
| Celkem | 4.987,29 | 100,0 | 64,6 | 4.467,85 | 100,0 | 58,5 |



Obr. 3: Podíl ploch, na kterých došlo ke změně druhového složení: změna druhů dřevin 1920/1924 – 2007/2014 (graf C)

Do hodnocení byly jako indikátor vývoje druhového složení a kontinuity lesních porostů v uplynulých 90 letech zahrnuty změny druhů dřevin tvořících porost mezi lety 1920/1924 a 2007/2014.

Jako hodnotící stupně byly stanoveny následující třídy:

- Kategorie 1: Třída s nejnižší kontinuitou, případně největšími změnami: druh dřeviny na nelesní půdě
- Kategorie 2: Změna původního druhu nebo holiny na nepůvodní druh dřeviny (VJ, MD, DG, DBC) nebo změna mezi nepůvodními druhy dřevin
- Kategorie 3: Změna nepůvodní dřeviny nebo holiny na původní druh dřeviny
- Kategorie 4: Změna mezi původními druhy dřevin
- Kategorie 5: Lesní porosty beze změny

3.1.3 Zásahy mezi lety 1998 a 2013 (Národní park Saské Švýcarsko)

Jako datový základ sloužily informace, obsažené v databázi Walddatenspeicher, tabulka Realizace (opatření, čas). Tyto údaje byly prostřednictvím kódu lesního porostu (dílčí plocha BEADR) propojeny s mapou lesních pozemků a doplňujícími daty k terénu.

Analýza

Zohledněna byla pouze opatření, během kterých došlo k zásahu přímo v porostu – výsev, probírky starého porostu, péče o mladý porost, probírky mladého porostu, péče o mlazinu, odklizení, podsadba. Pro vyhodnocení kontinuity lesních porostů byl jako indikátor použit časový okamžik posledního zásahu. Z toho vyplývají následující třídy:

- Kategorie 1: 2010 – 2013; zásahy v nepříliš vzdálené minulosti
- Kategorie 2: 2006 – 2009
- Kategorie 3: 2002 – 2005
- Kategorie 4: 1998 – 2001
- Kategorie 5: Bez zásahu od roku 1998

4 Poznatky a doporučení

Přesto, že lesy jsou často vnímány jako přirozený prvek krajiny, došlo v důsledku staletého využívání lesů i na těchto plochách k zásadním změnám jejich strukturálního složení. Krajina, která je dnes chráněná jako národní park, prošla především v uplynulých dvou staletích hlubokou a trvalou změnou, vedoucí ke změnám přirozeného rázu a funkce. Z hlediska svého druhového složení jsou lesy utvářeny užitnou hodnotou jednotlivých druhů dřevin. Z těchto důvodů zde převládají hospodářské dřeviny buk, smrk a borovice. Pro aktuální opatření a zásahy v lesích lze ze získaných informací odvodit cenné poznatky o vývoji lesa, které lze využít pro formulaci cílů vývoje v národním parku České Švýcarsko a Saské Švýcarsko. Na základě dat je zřejmé, že na historických stanovištích jedle bělokoré dnes převládají smrky a buk lesní. Doporučujeme proto, upravit aktuální plochy pro reintrodukcii jedle bělokoré podle historických stanovišť z roku 1924. Tyto informace mohou kromě toho pomoci při řešení otázky nepůvodních druhů, jako jsou vejmutovka, modřín opadavý nebo dub červený. Z hlediska vývoje přírodě blízkých smíšených lesů umožňují tato data formulovat plošně přesné závěry k historickému věkovému a druhovému složení lesních porostů na místech, na kterých dnes převládají nepůvodní druhy.

Lesy Českosaského Švýcarska je obecně možno považovat za historické lesní plochy, které jsou kontinuálně zalesněny odedávna, nezávisle na aktuálním stáří porostu a druhovém složení, minimálně ale po dobu 250 let. S ohledem na druhovou ochranu mají lesy velký význam, protože řada specifických lesních druhů vyžaduje dlouhou ekologickou kontinuitu (WULF 2004).

5 Literatura

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.

Fragmentace krajiny v důsledku působení antropogenních struktur

Jana Schmidt

Pěší turistika má pozitivní vliv na tělo a duši a je jednou z nejoblíbenějších volnočasových aktivit (mj. SPOLKOVÉ MINISTERSTVO HOSPODÁŘSTVÍ A TECHNOLOGIÍ 2010).

Člověk však při svých pěších vycházkách do lesů ruší místní flóru a faunu. Mezi negativní vlivy pohybu člověka v krajině patří sešlap vegetace podél cest, zhutnění půdy nebo i rušení hlukem / zvuky a pohybem samotným. Silnice a cesty kromě toho způsobují fragmentaci biotopů. Podél cest se mohou vyskytovat dodatečné efekty okrajových poloh, které mohou ovlivňovat faunu a flóru. K těmto efektům patří například pokles počtu rostlinných druhů nebo i maloplošné klimatické změny, vyvolané mimo jiné zvýšeným množstvím slunečního záření a srážek. Dále je nutno počítat se znečištěním ploch podél cest zbytky potravy a odpady (JORDAN 2000).

Pomocí navrženého indikátoru má být pro oba národní parky popsána blízkost člověka, a jeho rušivý vliv. Pro tyto účely byly v podkladové vrstvě shromážděny člověkem vytvořené (antropogenní) struktury. Další lidské vlivy, jako například acidifikace půdy v důsledku kyselých dešťů nebo škody vzniklé v důsledku lesních prací, nejsou na české ani na saské straně v tomto hodnocení zohledněny. Následující text popisuje základní podkladová data použitá pro výpočet vzdálenosti od zdrojů rušivých vlivů a představuje i krátce výsledky jejího hodnocení.

1 Datové podklady a zpracování dat

Aby bylo možno popsat míru fragmentace, případně blízkost k antropogenním strukturám, byla shromážděna data různého obsahu a původu. V následující Tabulce 1 jsou pro českou a saskou stranu uvedena vstupní data s příslušnými zdroji:

Tab. 1: Přehled všech vstupních dat

| Datová sada | Zdroj |
|--|---|
| Saské Švýcarsko | |
| Silnice, hospodářské cesty a turistické stezky, horské stezky, horolezecké vrcholy | Správa národního parku |
| Horolezecké stezky | Horolezecký průvodce, kolektiv autorů D. Heinicke, Berg- & vydavatelství Naturverlag Rölke |
| Silnice a hospodářské cesty i mimo území národního parku a další objekty (mimo jiné sídla. | Mapování typů biotopů a využití krajiny z roku 2005, Saský zemský úřad pro životní prostředí zemědělství a geologii (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) |
| České Švýcarsko | |
| Silnice, hospodářské cesty, turistické stezky | Lesní hospodářský plán – LHP |

Z rozdílné datové základny na české a saské strany vyplývají dva způsoby výpočtu tohoto indikátoru. Přeshraničně byla součástí výpočtu cestní síť, skládající se ze silnic, hospodářských a turistických cest. Na saské straně byla navíc pro detailní výpočet použita data, uvedená v Tabulce 1, sestávající z horolezeckých vrcholů a přístupových cest (horolezecké cesty), sídel a zemědělsky využívaných ploch.

Před provedením vlastního výpočtu je nutno různé datové zdroje upravit. Sem patří seskupení vstupních dat do vhodných kategorií a digitalizace horolezeckých stezek.

1.1 Cestní síť

Vektorová vrstva správy národního parku Saské Švýcarsko byla rozdělena do tří kategorií, „silnice“, „hospodářské cesty“ a „turistické stezky“. Obsažená cestní síť byla doplněna o informace o komunikacích a hospodářských cestách z mapování typů biotopů. Do kategorie „silnice“ byly shrnuty spolkové, zemské a ostatní silnice. Hlavní hospodářské a spojovací cesty (polní a lesní cesty), shrnuté v kategorii „hospodářské cesty“, mohou být cesty se zpevněným i nezpevněným povrchem (UEBERFUHR & GLASER 2010).

Do těchto kategorií byly rozřazeny rovněž dopravní cesty na české straně (viz Tabulka 2). Do cestní sítě patří rovněž turistické stezky. Pro Saské Švýcarsko byly do kategorie „turistické stezky“ zahrnuty rovněž horské stezky, protože se turistické stezky a horské stezky liší pouze stupněm obtížnosti. Turistické stezky však mohou vést rovněž v trase hospodářských cest, a jsou proto zahrnuty v této kategorii.

V Tabulce 2 je obsažen přehled složení všech prvků společné cestní sítě, která je k dispozici rovněž ve formě liniových dat.

Tab. 2: Složení kategorií pro společný výpočet

| Kategorie | Saské Švýcarsko | České Švýcarsko |
|-------------------|---|--|
| Silnice | Správa národního parku: OBJART 3010 BTLNK: Spolkové, zemské a ostatní silnice | LHP: Mark/Značka = 13520, 13530, 13540, 10245, 13550 |
| Hospodářská cesta | Správa národního parku: OBJART 3102 BTLNK: Hlavní spojovací a hospodářské komunikace (polní a lesní cesty) | LHP: Mark/Značka =10250, 10350, 10342, 10343 |
| Turistické stezky | Správa národního parku: Liniové prvky bez uvedení OBJART a horské stezky | LHP: Mark/Značka =10210 |

1.2 Další struktury

Pro detailní výpočet byly na saské straně doplněny další struktury. Sem patří horolezecké vrcholy, dostupné ve formě bodových dat mimo jiné s údaji o základní ploše.

Přístupy k horolezeckým objektům z přehledových map (vydavatelství Berg- & Naturverlag Rölke, Drážďany) jsou k dispozici ve formátu PDF, který byl převeden do georeferencovaného vektorového formátu. Přitom je nutno zohlednit určitou geometrickou nepřesnost těchto dat. Pokud nebylo vedení trasy cesty patrné z leteckého snímku ani z reliéfu, byl horolezecký přístup zjednodušen, např. pokud serpentine nebyly v datovém materiálu rozeznatelné, byly vypuštěny.

Další zdroje rušivých vlivů byly převzaty z mapování typů biotopů a shrnuty do zemědělsky využívaných (orná půda, travní porosty a plochy volné krajiny, hospodářská zeleň) a zpřístupněných území (obytné oblasti / průmyslové zóny, antropogenně využívané specifické plochy).

Parkoviště, patřící mezi dopravní plochy nebo ostatní zastavěné a zpevněné plochy, jsou k dispozici rovněž ve formě plochy. Stejně tak byla z mapování typů biotopů převzata vodní plocha turisticky silně frekventovaného jezera Amselsee.

Za účelem zahrnutí vlivu zdrojů rušivých vlivů na hranicích národního parku byly uvedené objekty z mapování typů biotopů zohledněny nejen uvnitř hranic národního parku, ale i v určitém velkoplošném nárazníkovém pásmu.

2 Vzdálenost od antropogenních zdrojů rušení

Pro výpočet působení různých zdrojů rušivých vlivů na ploše národního parku byla nejprve vyhodnocena možnost vytvoření nárazníkových pásem. Literární rešerše ukázala, že volba těchto nárazníkových pásem je mimo jiné určována specifickými podmínkami konkrétního stanoviště a danou flórou a faunou. Jednoduché přenesení na Českosaské Švýcarsko není bez další modifikace možné. Jako alternativa k nárazníkovým pásmům byla počítána euklidovská vzdálenost k příslušnému nejbližšímu zdroji rušivého vlivu na každý pixel.

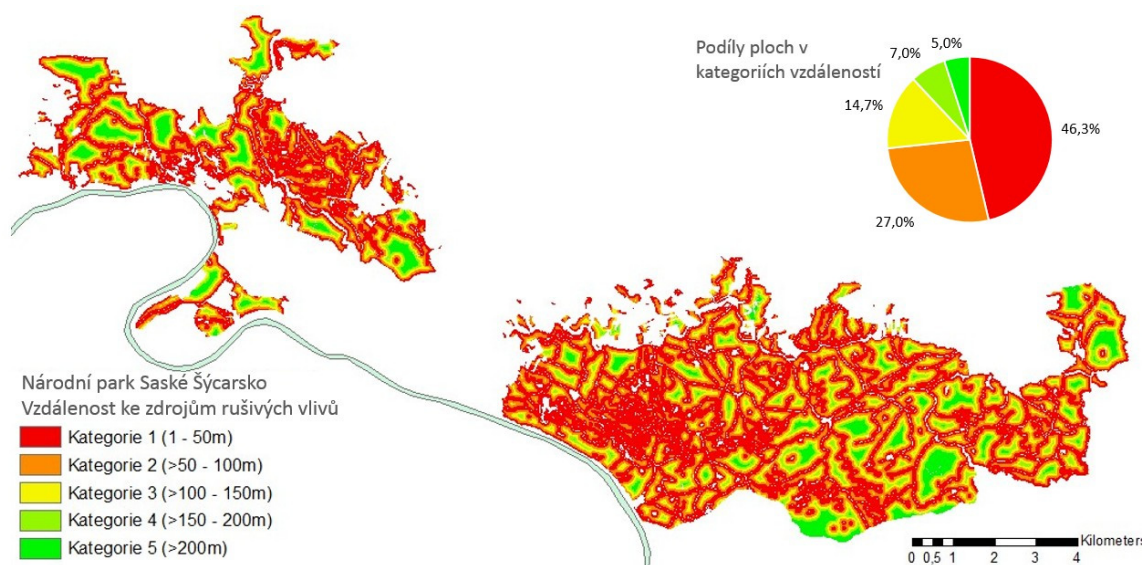
Ke všem antropogenním zdrojům rušivých vlivů, zahrnutým do výpočtu, byla pro každý pixel zjištěna nejmenší přímá vzdálenost každého jednotlivého pixelu od dalšího zdroje rušivých vlivů. Výškové rozdíly v terénu nebyly zohledněny. Lineární údaje k silnicím a cestám byly pro tento účel nejprve převedeny do plošných objektů (polygony). Přitom se vycházelo z následujících šířek: šíře silnice 6 m, šíře hospodářské cesty 4 m a šíře turistické stezky 1 m. Pro detailní výpočet na saské straně byly zahrnuty horolezecké stezky o šířce 0,5 m a horolezecké skály s poloměrem odvozeným z jejich základní plochy. Všechny zdroje rušivých vlivů měly stejnou váhu.

Pro zahrnutí indikátoru do celkového hodnocení byly vzdálenosti od zdroje rušení rozděleny do pěti kategorií:

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

Čím vyšší kategorie, tím větší vzdálenost pixelu od dalšího zdroje rušivého vlivu, případně o to nižší možnost rušení člověkem. Zdroje rušivého vlivu samotné mají vzdálenost 0, příp. byly nastaveny na hodnotu "NoData". Odstraněny byly rovněž plochy vyznačené v mapě lesních pozemků jako nelesní půda nebo nelesní provozní plochy. Zobrazení kromě toho obsahuje pouze lesní plochy v majetku Svobodného státu Sasko.

Na obr. 1 je zobrazen detailní výsledek pro národní park Saské Švýcarsko se všemi vstupními daty, uvedenými v Tabulce 1 (bez českých dat).



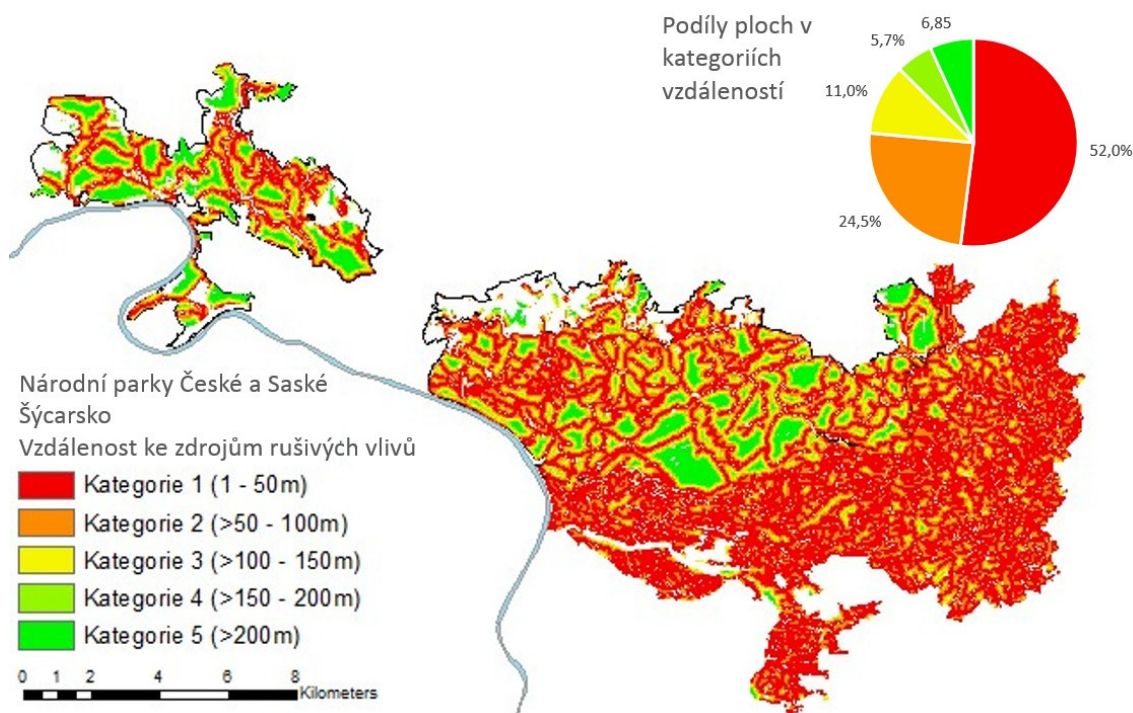
Obr. 1: Vzdálenost k nejbližšímu zdroji rušivých vlivů – Saské Švýcarsko

Kruhový diagram na obr. 1 ukazuje, že cca 46 % ploch národního parku Saské Švýcarsko s lesními plochami v majetku Svobodného státu Sasko se nachází v kategorii 1, tzn. že vzdálenost k nejbližšímu zdroji rušivých vlivů činí méně než 50 m. O něco více než čtvrtina zalesněných ploch (~27 %) se nachází ve vzdálenosti vyšší nežli 100 m od dalšího zdroje (kategorie 3 až 5).

Jednou z největších souvislých ploch kategorie 5 je svými cca 43 ha oblast kolem vrcholu Raumberg v jádrové zóně národního parku. Největší souvislou plochou kategorie 5 v Předním Saském Švýcarsku je svými cca 23 ha oblast kolem Obere Ochel a Niedere Ochel.

Oblasti kategorie 1 se vzdáleností menší nežli 50 m jsou soustředěny v Zadním Saském Švýcarsku mezi lokalitami Lorenzwände, Langes Horn, Verborgenes Horn a Breites Horn. Stejně tak je velmi hustá síť turistických stezek, případně horolezeckých stezek podél soutěsky Weberschlüchte a ve stěnách Throwalder Wände. V Předním Saském Švýcarsku se horolezeckými a turistickými stezkami vyznačují oblasti kolem lokality Brand a východně od říčky Polnice (Polenz).

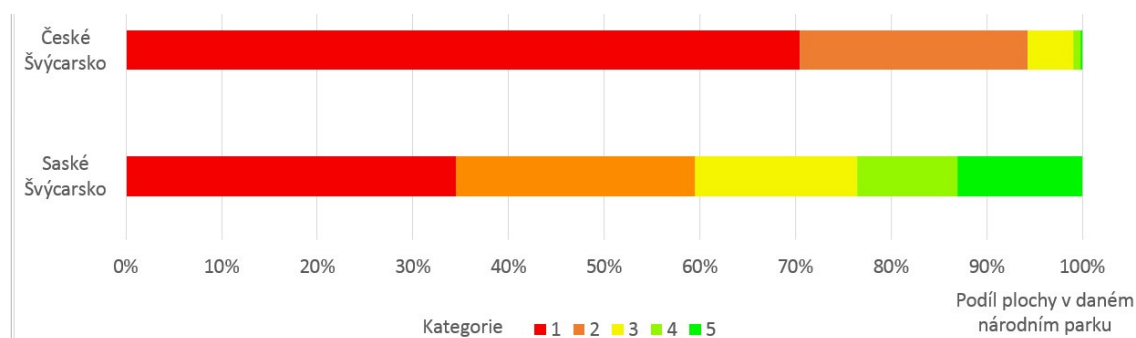
Pro přeshraniční výpočet euklidovské vzdálenosti byla použita pouze data, která byla k dispozici na obou stranách, tedy cestní síť se silnicemi, hospodářskými cestami a turistickými stezkami (Tabulka 2). Další zdroje rušivých vlivů nebyly zohledněny. I v tomto případě byly sledovány pouze lesní plochy. Pro následující hodnocení je nutno vzít na vědomí, že na české straně byla zahrnuta kompletní cestní síť, která byla k dispozici v digitální podobě.



Obr. 2: Vzdálenost k cestní síti pro národní parky České Švýcarsko a Saské Švýcarsko

Na obr. 2 je zřetelně patrné, že České Švýcarsko je protkáno hospodářskými cestami a turistickými stezkami více, nežli tomu je na saské straně. Na saské straně vykazuje cestní síť celkově délku 373,1 km, na české straně 680,1 km. Digitalizované horolezecké stezky mají dodatečnou délku 112,2 km, ty však byly zohledněny pouze v detailním výpočtu pro saskou stranu.

V důsledku husté cestní sítě převládají na české straně plochy s odstupem menším nežli 100 m, což je dobře patrné z grafu na obr. 3. Lesních ploch v obou kategoriích 1 a 2 (červená a oranžová) se v národním parku České Švýcarsko nachází 94 %. Na saské straně zaujímají obě tyto kategorie plochu necelých 60 %. Na saské straně se nachází v kategoriích 4 a 5 (světle zelená a zelená) 23,5 % a mají tedy velký odstup k cestní síti. Na české straně se to týká pouze 1 % ploch.



Obr. 3: Vzdálenost k cestní síti pro národní parky České Švýcarsko a Saské Švýcarsko

Tyto plochy v kategoriích 4 a 5 jsou v národním parku České Švýcarsko rozložené. V oblasti Doubice severně od Slunečného, příp. Sokolího vrchu a jižně od Hadího pramene se nacházejí tři tyto plochy s rozlohou mezi 3,7 ha a 5,5 ha. Mezi Tetřeví stěnou a Hlinitým kopcem se nachází další, 5,8 ha velká plocha, která patří do těchto dvou kategorií. Prosím pro hodnocení vezměte v potaz poznámku č. 2.

V porovnání s předchozím výpočtem je v národním parku Saské Švýcarsko podíl plochy se vzdáleností více než 150 m vzdálené od rušivého vlivu výrazně vyšší. Je to způsobeno tím, že ve výpočtu byla zohledněna cestní síť bez horolezeckých skal a stezek. Oblast kolem vrchů Großer Winterberg a Zschand je svými 130 ha v tomto případě největší souvislou plochou kategorie 5.

3 Shrnutí / výhled

Od původní myšlenky vytvoření různě vážených nárazníkových pásem kolem jednotlivých skupin objektů bylo z důvodů specifických terénních a druhových nároků na nárazníková pásma upuštěno. Zařazením dat do různých zdrojů rušivých vlivů však byl vytvořen základ pro budoucí nárazníková pásma. Alternativně byly zjišťovány euklidovské vzdálenosti každého jednoho pixelu k nejbližšímu zdroji rušivého vlivu. Všechny zdroje rušivých vlivů byly zohledněny se stejnou vahou. Odstupňování zdrojů rušivých vlivů by bylo možno dosáhnout pomocí zahrnutí počtu návštěvníků a jejich rozložení v rámci národních parků.

Pro horolezecké terény by jejich různé vyvážení mohlo být provedeno na základě jejich rozdílné frekvencovanosti. Ohledně aktuálnosti a úplnosti především hospodářských cest a turistických stezek nelze formulovat žádné závěry. Z porovnání s mapou TK10 z roku 1998 však vyplývá, že alespoň na saské straně jsou turistické stezky podhodnoceny.

Hustota cestní sítě by mohla být za určitých okolností snížena, pokud bude k dispozici skutečné využití a vytíženost hospodářských cest. Jelikož je hospodářskými cestami protkán především národní park na české straně, bylo by vhodné vyhodnotit, zda jsou tyto cesty plošně využívány.

Dodatečně by měly být zahrnuty lokality pro bivakování (Boofen) a ohniště. Na těchto místech je nutno počítat se zvýšeným znečištěním a rušením ze strany člověka i přes noc.

4 Zdroje

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

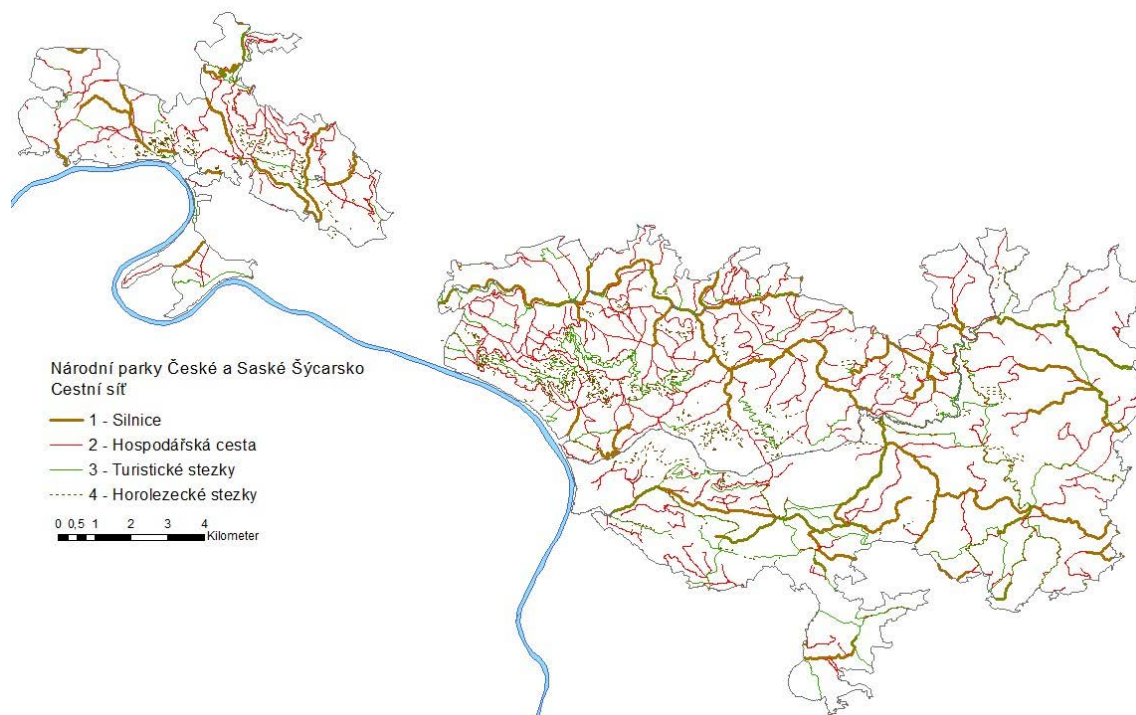
Jordan, M., 2000: Ecological Impacts of Recreational Use of Trails: A Literature Review, The Nature Conservancy, Cold Spring Harbor, NY

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

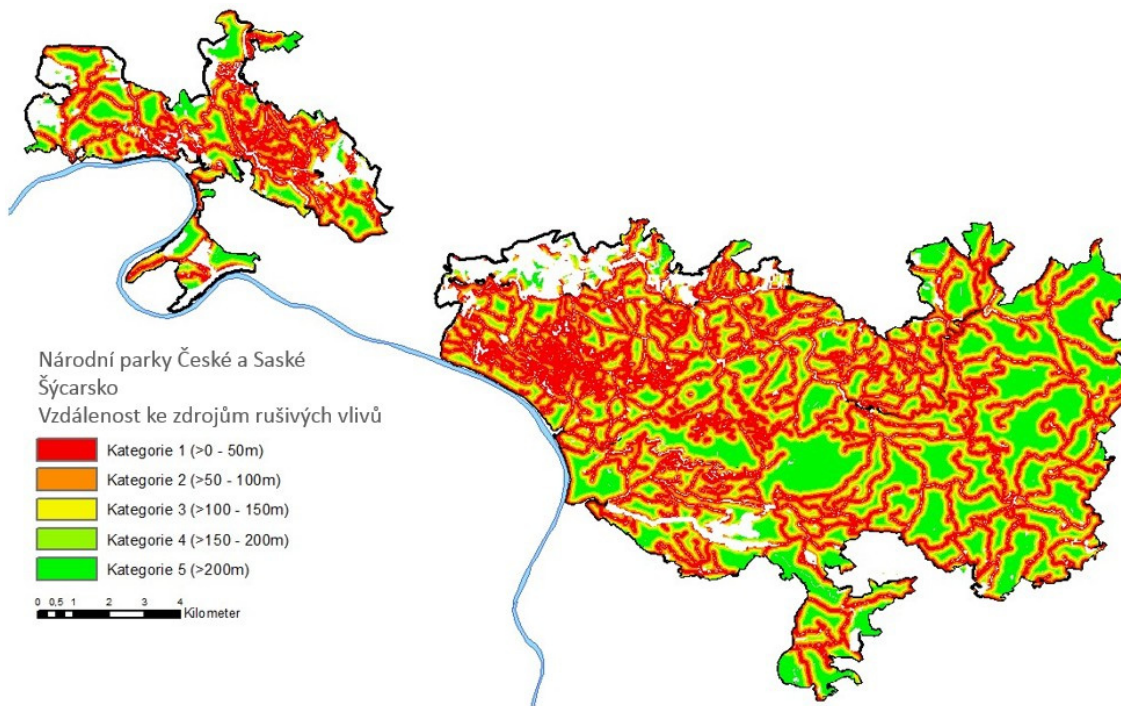
Poznámky

1) Na semináři „Fachgespräch zur Sächsisch-Böhmischen Schweiz & Abschlussveranstaltung des Ziel3/Cil3 Projektes InwertNatur – Indikatoren zur Bewertung der Naturnähe“ v Bad Schandau dne 25.listopadu 2014 potvrdil Holm Riebe ze správy národního parku Saské Švýcarsko, že síť turistických cest v Saském Švýcarsku je neúplná.

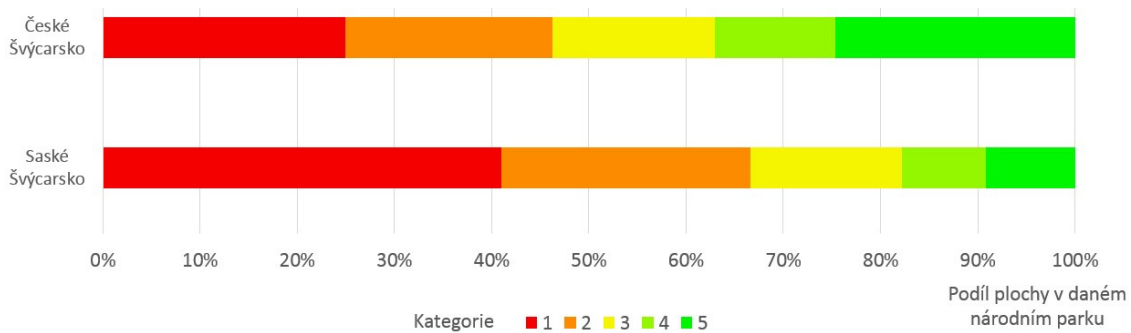
2) Je nutné vzít na vědomí, že znázorněná síť cest české strany obsahuje ve třídě „hospodářské cesty“ (Wirtschaftswege) veškeré kategorie cest, nezávisle na jejich skutečném způsobu užívání. Redukovaná varianta sítě cest (bez typů označených v datech LHP = 10210, 10220, 10350 und 13500, avšak s horolezeckými přístupy na saské i české straně) byla počítána dodatečně. Výsledek nebyl při sepisování příspěvku ještě k dispozici, pročež následovně bude uveden jen krátký přehled výsledku:



Obr. 4: Redukovaná cestní síť (NP České Švýcarsko) včetně přístupových cest k horolezeckým objektům.



Obr. 5: Vzdálenost k redukované cestní síti



Obr. 6: Vzdálenost k redukované cestní síti pro Saské i České Švýcarsko

Obrázek č. 6 ukazuje, že při použití redukované cestní sítě jako základu pro výpočet euklidovských vzdáleností vykazuje nyní přes 50 % ploch Českého Švýcarska odstup větší než 100 m.

Rozšíření smrku a nepůvodních druhů dřevin

Jana Schmidt

Smrk ztepilý je sice v Českém i v Saském Švýcarsku původní dřevinou, ne však na všech svých současných stanovištích. Rozšíření smrku bylo v minulosti silně podporováno lesním hospodářstvím v neprospěch ostatních druhů dřevin. Jako původní jsou chápány výskyty smrku v polohách uvnitř úzkých roklí nebo na svahu se sklonem více než 20° nebo s orientací svahu mezi severozápadem a severovýchodem.

Následující popis tvorby tohoto indikátoru se vztahuje výlučně na Saské Švýcarsko. Jako mapový podklad sloužil kód lesního porostu (BEADR) z mapy lesních pozemků státního podniku lesního hospodářství Staatsbetrieb Sachsenforst. Přesný výskyt smrku ztepilého v rámci jednotlivých lesních porostů (BEADR) nebyl do výpočtu zahrnut.

1 Datové podklady a zpracování dat

1.1 Nepůvodní smrk

Z databáze WIS byly vyfiltrovány všechny kódy porostů (BEADR) s hlavní dřevinou smrkem ztepilým. Pro každý z těchto kódů lesního porostu bylo vyhodnoceno, zda je orientace svahu mezi severozápadem a severovýchodem. Pro tyto účely byl každý pixel digitálního modelu terénu zařazen do osmi kategorií světových stran, jak je stanoveno v „Návodu pro dokumentaci stavu a plánování porostů “Arbeitsanweisung zur bestandesweisen Zustandserfassung und Planung (AA WAB)“. Stejně tak byly podle tohoto návodu rozděleny sklony svahů do šesti kategorií.

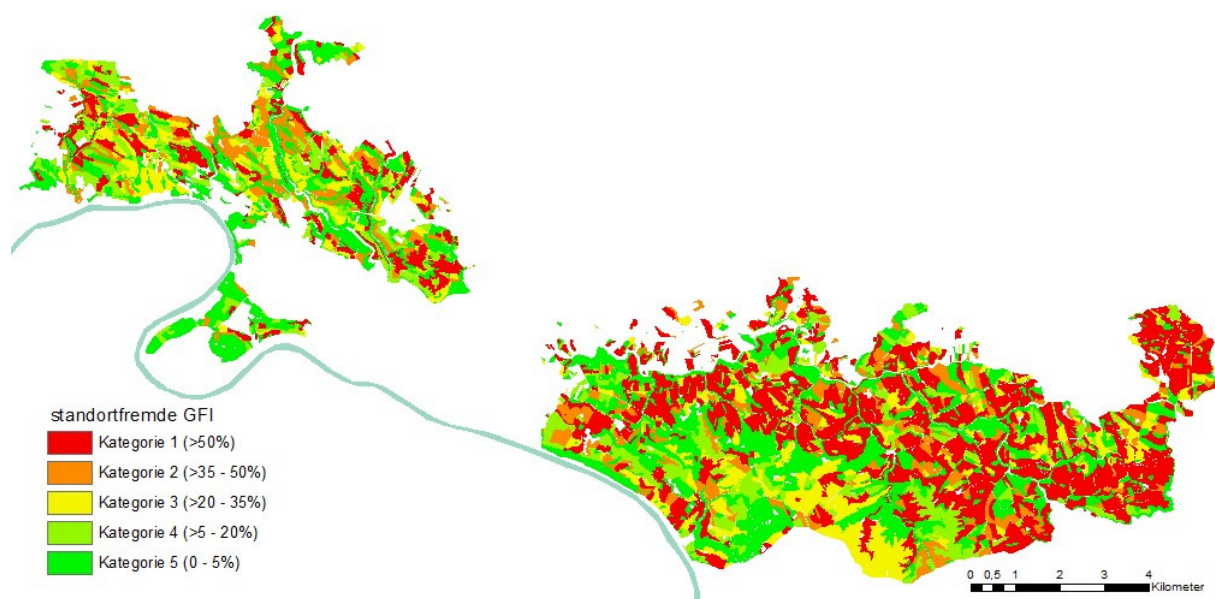
Z kombinace sklonu a orientace svahu byly odstraněny všechny kódy porostů se smrkem ztepilým v hlavním porostu (OST), nacházející se na svahu s orientací mezi severozápadem, severem a severovýchodem a sklonem minimálně 20°. Tyto porosty je totiž nutno považovat za původní. Pro tyto účely byly pomocí digitálního modelu terénu pro každý kód porostu určovány procentuální podíly orientací a sklonů svahů. Ty musely zaujímat podíl ploch ve výši 55 % BEADR.

Vedle již vyloučených kódů porostů se smrkem ztepilým hrají roli i úzké roklemi. Ty byly stanoveny zapomocí digitálního modelu terénu, kombinací neřízené klasifikace a Topographic Position Index (viz mimo jiné WEISS 2001). Po překrytí s úzkými roklemi byly tyto BEADR rovněž klasifikovány jako původní.

Zbývající BEADR s nepůvodním smrkem ztepilým byly na základě procentuálního podílu smrku na porostu za každý BEADR rozděleny do pěti kategorií:

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

Kategorie 5 obsahuje jednak všechny BEADR s podílem smrku ztepilého pod 5 %, ale i BEADR, bez výskytu smrku ztepilého.



Obr. 1: Nepůvodní stanoviště smrku ztepilého v Národním parku Saské Švýcarsko

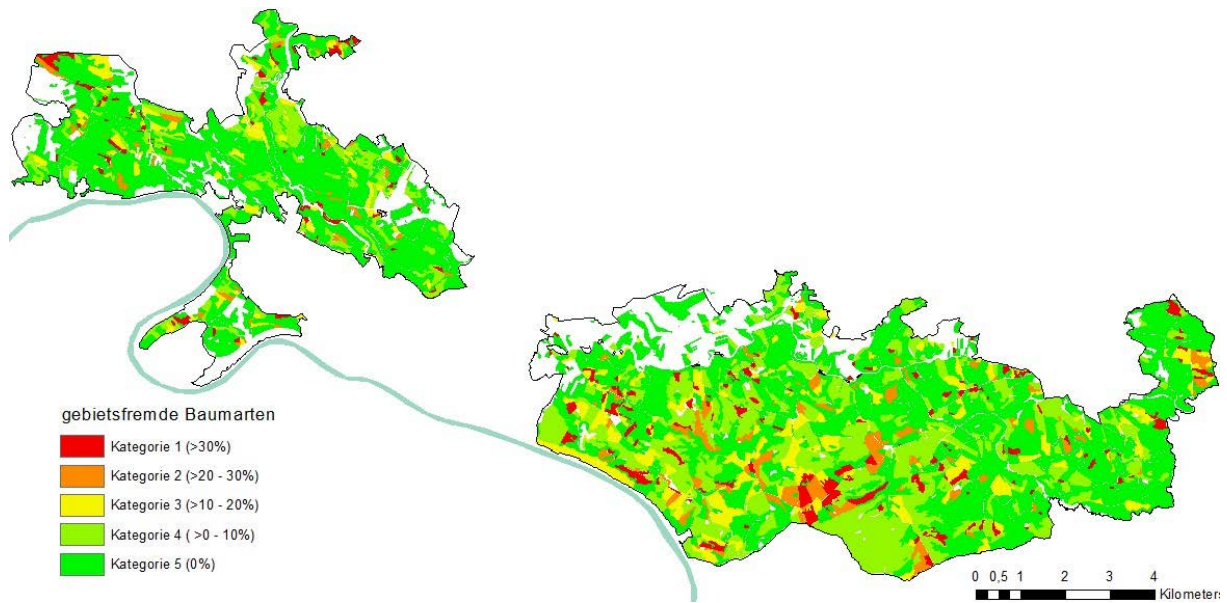
1.2 Nepůvodní druhy dřevin

Pro vytvoření tohoto indikátoru byla použita databáze WIS 04_baumartenzeile, jejíž část poskytl státní podnik lesního hospodářství Staatsbetrieb Sachsenforst. Sledovány jsou pouze nepůvodní druhy dřevin z hlavního porostu. Za nepůvodní jsou považovány následující druhy dřevin:

| | |
|--------------------------------------|-------------------------------|
| Jedle ojíňená (CTA) | Douglaska (DGL) |
| Ostatní duby (EIS) | Modřín opadavý (ELA) |
| Ostatní smrky (FIS) | Hybridní modřín (HLA) |
| Jedlovec (HLO) | Modřín japonský (JLA) |
| Ostatní borovice (KIS) | Jedle obrovská (KTA) |
| Ostatní modříny (LAS) | Túje (LEB) |
| Borovice pokroucená (MKI) | Jedle kavkazská (NTA) |
| Smrk omorika (OFI) | Topol (PAP) |
| Smrk pichlavý (PFI) | Dub červený (REI) |
| Jírovec maďal (RKA) | Trnovník akát (ROB) |
| Ostatní tvrdé listnaté dřeviny (SHL) | Pozdě kvetoucí střemcha (SKB) |
| Borovice černá (SKI) | Ostatní jehličnany (SNA) |
| Cypřišek (SZP) | Ostatní jedle (TAS) |
| Borovice vejmutovka (WKI) | |

V každém kódu porostu BEADR se může vyskytovat mnoho nepůvodních druhů dřevin. Jejich plochy byly sečteny v rámci dalšího kroku. Následně proběhl výpočet procentuálního podílu nepůvodních druhů dřevin v rámci jednoho BEADR. Na základě tohoto procentuálního podílu byly definovány následující kategorie s procentuálním zastoupením nepůvodních dřevin:

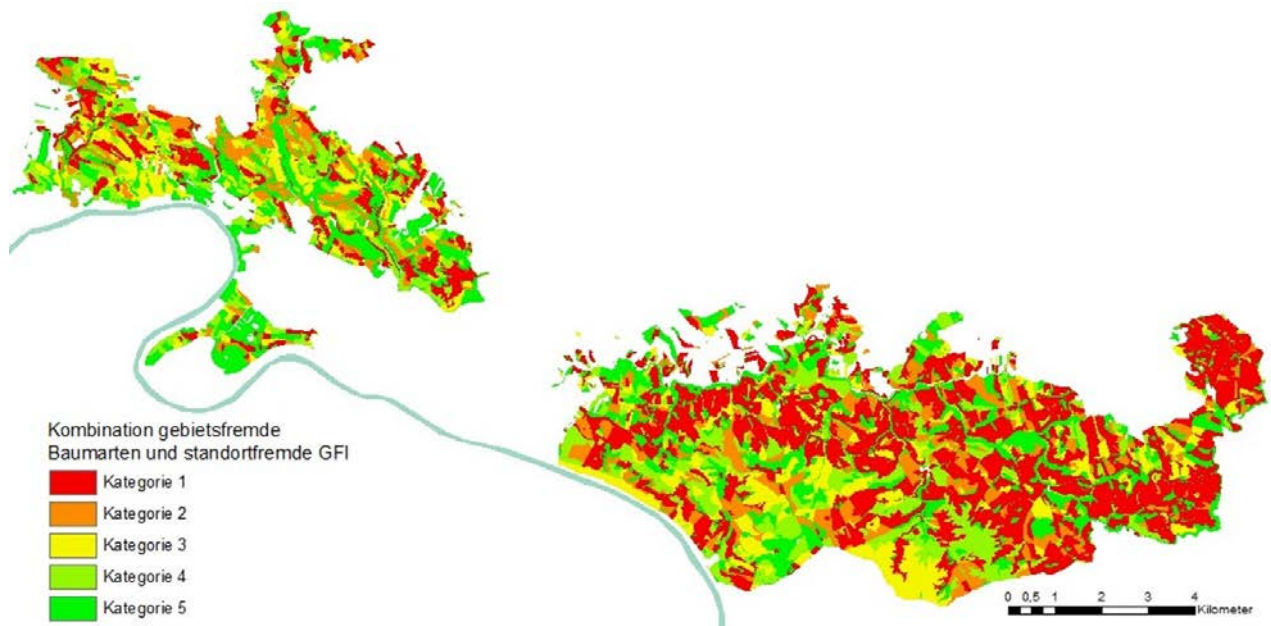
- Kategorie 5: 0 %
- Kategorie 4: >0-10 %
- Kategorie 3: >10-20 %
- Kategorie 2: >20-30 %
- Kategorie 1: >30 %



Obr. 2: Nepůvodní druhy dřevin v národním parku Saské Švýcarsko

1.3 Kombinace

Pro celkový výpočet indikátoru byly sloučeny obě vrstvy, nepůvodní druhy dřevin a stanoviště smrku ztepilého. Pro zamezení kompenzace hodnot mezi oběma indikátory, byla pro každý kód porostu zvolena vždy nejnižší kategorie.



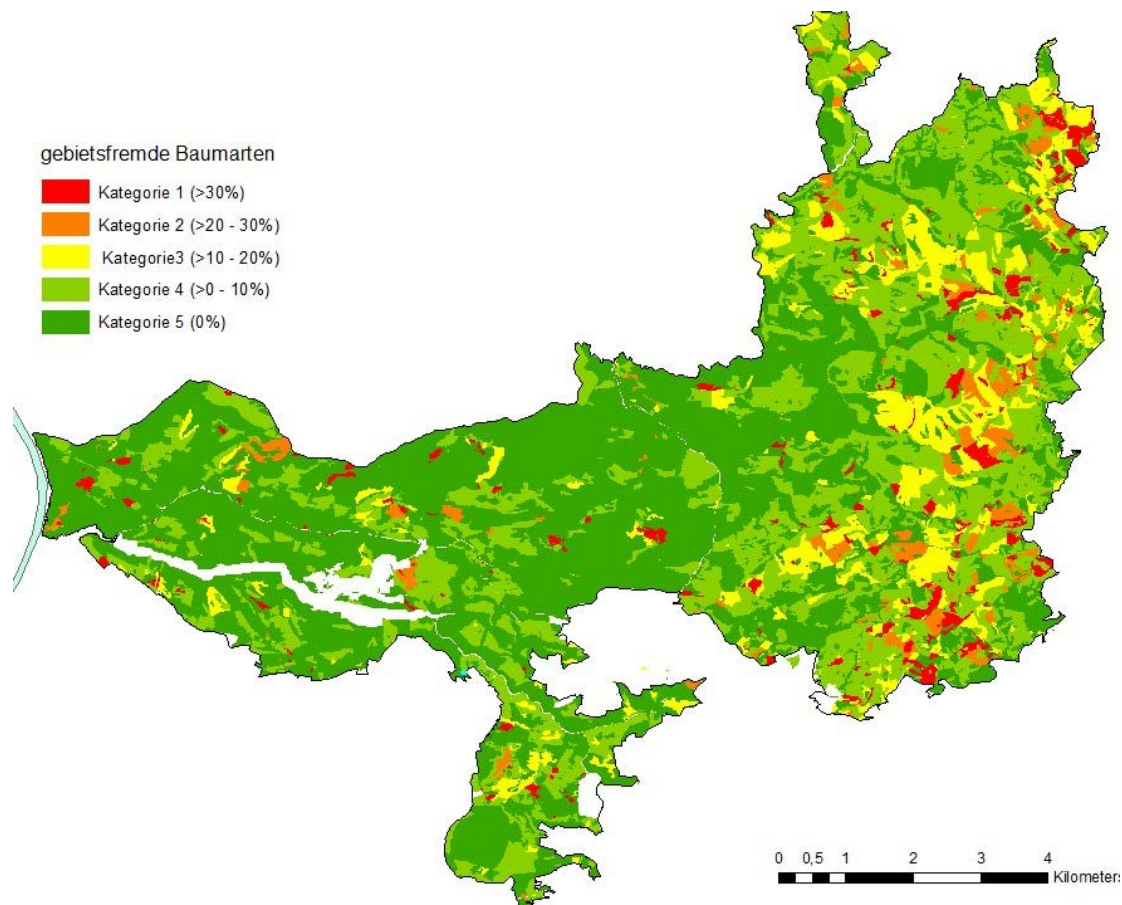
Obr. 3: Kombinace nepůvodních druhů dřevin a nepůvodního stanoviště smrku ztepilého

2 Nepůvodní druhy dřevin v Českém Švýcarsku

Pro České Švýcarsko lze rovněž určit nepůvodní druhy dřevin. Pro tyto účely byly jako nepůvodní klasifikovány následující druhy dřevin:

| <i>cz</i> | <i>de</i> | Český název | <i>cz</i> | <i>de</i> | Český název |
|-----------|-----------|-------------------------|------------|-----------|-----------------------------------|
| MD | ELA | Modřín opadavý | opadavý OS | ASP | Topol osika |
| VJ | WKI | Borovice vejmutovka | JDO | KTA | Jedle obrovská |
| DBC | REI | Dub červený | BKS | | Borovice Banksova |
| CER | ZEI | Dub cer | AK | ROB | Trnovník akát |
| JB | | Jabloň lesní | BOC | SKI | Borovice černá |
| SMP | PFI | Smrk pichlavý | JX | SNA | Ostatní druhy jehličnatých dřevin |
| TPC, TP | PAP | Topol černý, topol bílý | KS | RKA | Jírovec |

Stejně, jako předtím pro saskou stranu, byl proveden výpočet procentuálního podílu plochy a zařazení do stejných, shora popsanych kategorií pro nepůvodní druhy dřevin.



Obr. 4: Nepůvodní druhy dřevin v národním parku České Švýcarsko

3 Literatura

„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

Drobné struktury – mrtvé dřevo

Jana Schmidt & Thomas Glaser

V přirozeném lesním ekosystému se růst a rozklad biomasy nachází v rovnováze. Do tohoto přirozeného koloběhu je zasahováno těžbou dřeva. Díky tomu je v porovnání s pralesem silně omezen výskyt kmenů mrtvého dřeva. Mrtvé dřevo nabízí životní prostor pro řadu druhů zvířat, mechorostů, hub, i cévnatých rostlin. Pro biologickou rozmanitost je tedy mimořádně významné. Zatímco v přírodních lesích je dosahováno vyššího objemu mrtvého dřeva než 100 m³/ha (COMMARMOT et al. 2013, KORPEL 1997), nachází se v německých hospodářských lesích pouhých 21 m³/ha (BMEL 2014).

Z důvodů různých metodik dokumentace nelze uvedená čísla využít pro přímé porovnání s daty, použitými v rámci projektu *InwertNatur*. I přesto však lze konstatovat, že aktuální průměrné množství mrtvého dřeva je vhodné jako silný indikátor pro hodnocení přírodní blízkosti.

1 Datové podklady

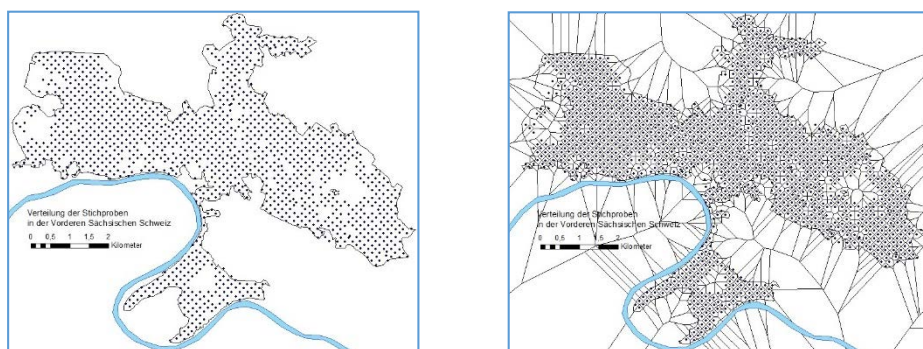
Základem indikátoru „mrtvé dřevo“ jsou data, zjištěná v rámci průběžné inventarizace podle vzorků permanentní bodové inventury II z roku 2012. Body sledovaných vzorků pokrývají plochu národního parku Saského Švýcarska systematickým rastrem 141 x 141 m. Na každých 2 ha lesní plochy se tak nachází jeden vzorek. Inventarizace samotná probíhala v kruhových plochách o různém průměru. Během inventarizace bylo rozlišováno ležící a stojící mrtvé dřevo. Stojící mrtvé dřevo je zaznamenáváno teprve od výčetní tloušťky 20 cm v kruhových vzorcích PK6 a PK12 (s průměry 6 a 12 m). Ležící mrtvé dřevo je zaznamenáno v případě, kdy vykazuje délku více než 2 m a středová tloušťka činí minimálně 20 cm. Ležící mrtvé dřevo je zaznamenáno výlučně v kruhovém vzorku PK12 (STAATSBETRIEB SACHSENFORST 2012).

2 Kalkulace

Objem stojícího a ležícího mrtvého dřeva byl nejprve vypočten pro každý jednotlivý kmen. Následně byl objem sumarizován pro každý kruhový vzorek. Přitom byl zohledněn sklon stojícího kmene. Výsledkem byly tři množiny – vždy jedna pro stojící mrtvé dřevo v kruhovém vzorku PK6 (20 - <30 cm výčetní tloušťky) a v PK12 (>30 cm výčetní tloušťky) a pro ležící mrtvé dřevo v PK12 (≥20 cm středové tloušťky).

Oddělení stojícího mrtvého dřeva bylo nutné z důvodů plánovaného přepočtu na jeden hektar, kruhové vzorky totiž mají různou půdorysnou plochu. Při zohlednění skutečné plochy kruhového vzorku (PK6, PK12; tabulka ‚tInput_STP_Flaeche‘ v databázi) byl zjištěn podíl kruhového vzorku na 1 ha a vypočtený objem mrtvého dřeva pro daný bod vzorku byl přepočten na 1 ha. Součtem tří hodnot (stojící mrtvé dřevo v kruhovém vzorku PK6 a PK12, ležící mrtvé dřevo v kruhovém vzorku PK12) bylo možné pro odpovídající bod vzorku stanovit zásobu mrtvého dřeva na hektar. V rámci hranic národního parku se nyní nachází 4241 bodů vzorků s údaji o objemu mrtvého dřeva (viz obr. 1 vlevo, výřez Přední Saské Švýcarsko).

Tyto informace byly dále přepočteny na plochu. Pro tyto účely byla pomocí Voronoi diagramů rozdělena celá plocha do jednotlivých polygonů, jejichž centra tvoří body vzorků. Každá plocha uvnitř národního parku tak mohla být přiřazena k jí nejbližší ležícímu středu vzorku na základě euklidovské vzdálenosti (viz obr. 1 vpravo).



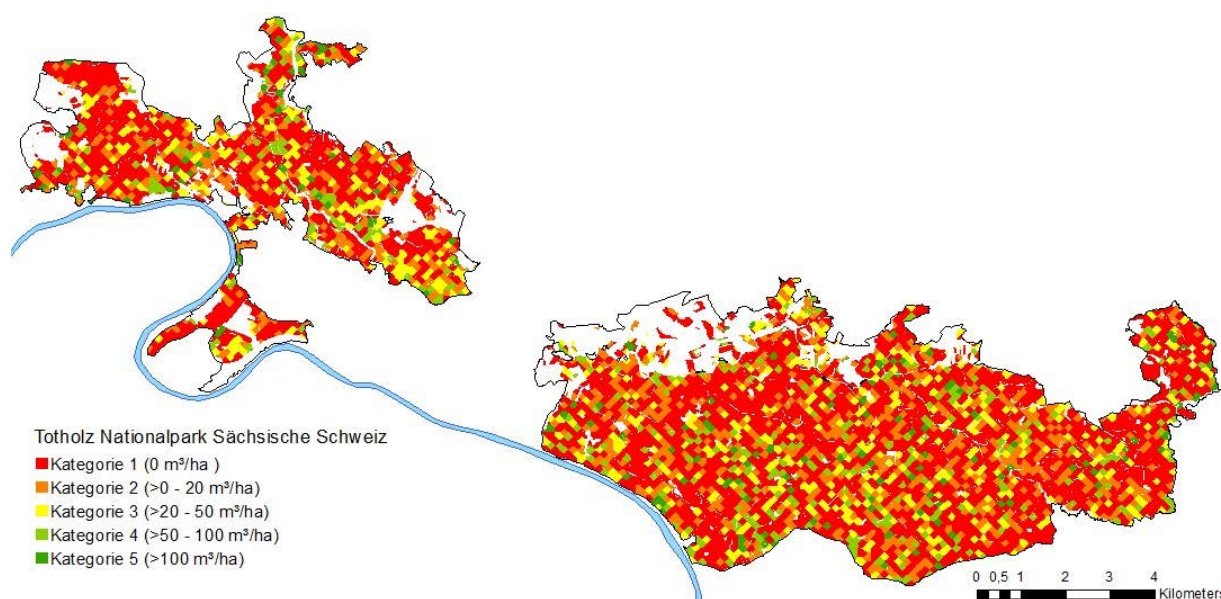
Obr. 1: Vytvoření referenčních ploch pro mrtvé dřevo na příkladu Předního Saského Švýcarska (vlevo: bodová inventarizace II body vzorků, vpravo: Voronoi diagram)

Velikost vytvořených ploch (polygonů) může být v důsledku odchylek v rozmístění bodů vzorků od pravidelné sítě, které jsou způsobeny lokálními poměry (například výskyt skály), variabilní. V průměru mají plochy velikost 1,87 ha, mohou však dosahovat rovněž velikosti maximálně 3,77 ha.

Pro navazující celkové vyhodnocení bylo následně provedeno zařazení ploch do pěti kategorií podle objemu mrtvého dřeva.

- 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

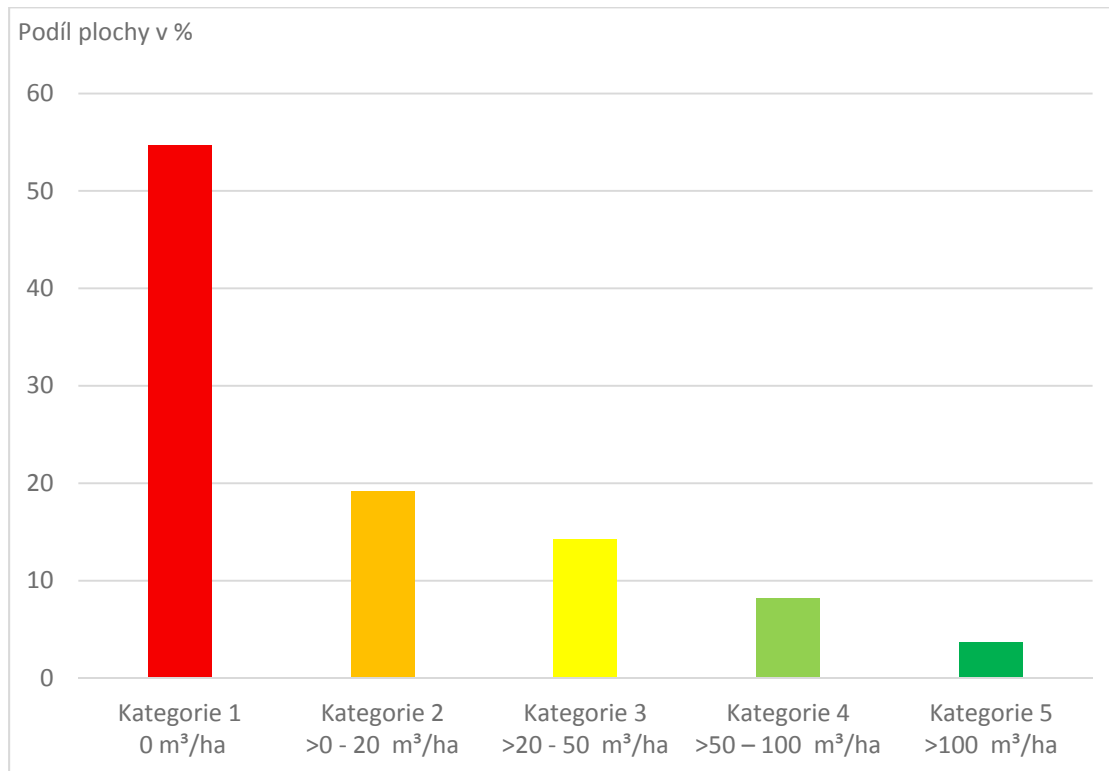
Na následujícím obrázku je znázorněno rozložení mrtvého dřeva v národním parku Saské Švýcarsko:



Obr. 2: Rozložení mrtvého dřeva v národním parku Saské Švýcarsko

Tento indikátor převládá v kategorii 1 (54,7 %) - plochy, v jejichž kruhových vzorcích nebylo nalezeno žádné mrtvé dřevo. V Předním Saském Švýcarsku se jižně od obcí Lohmen a Honštein (Hohnstein) nacházejí rozlehlejší území bez výskytu mrtvého dřeva, stejně jako mimo jiné i v zadní části národního parku mezi lokalitami Vorderer a Hinterer Wildensteiner Wald.

Výskyt mrtvého dřeva je rozložen po celém národním parku. Nejvíce je zastoupena kategorie 2 s 19,2 %, následovaná kategorií 3 (14,2 %). Výskyt mrtvého dřeva v kategoriích 4 (8,2 %) a 5 (3,7 %) se nachází na 11,9 % plochy národního parku (viz obr. 3).



Obr. 3: Rozdělení mrtvého dřeva v národním parku Saské Švýcarsko na jednotlivé kategorie

3 Literatura

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

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.

Hodnocení přírodní blízkosti – postup pro národní parky České a Saské Švýcarsko

Thomas Glaser & Susanne Winter

1 Úvod

Povědomost o tom, jak blízko přírodnímu stavu se nachází dané území, může poskytnout zásadní informaci pro formulování závěrů o kvalitě a charakteru přírodního prostředí určitého území. Přírodní blízkost lze popsat na velké ploše a pro národní parky České Švýcarsko a Saské Švýcarsko jí lze použít jako nástroj pro měření prováděných opatření v oblasti ochrany přírody, realizovaných po dlouhá léta. Po opakování stejného vyhodnocení (v intervalu několika let) tak lze měřit vývoj a tím i úspěch či neúspěch realizované strategie.

Cílem projektu *InwertNatur* bylo vyvinout, vyzkoušet a správcům národních parků předat indikátory pro hodnocení přírodní blízkosti.

2 Postup

Čelkové hodnocení přírodní blízkosti bylo provedeno na příkladu území národního parku Saské Švýcarsko. Postup je však principiálně přenositelný i na další území.

Pro hodnocení přírodní blízkosti jsou zásadně nutné tři kroky:

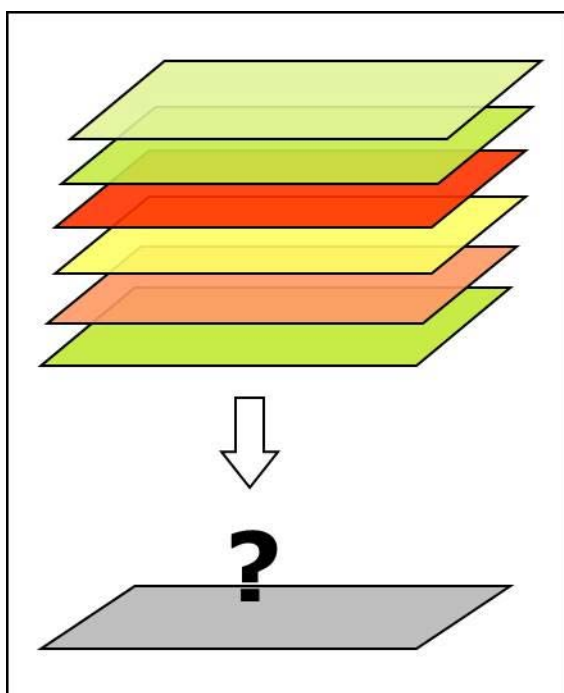
- 1) stanovení indikátorů,
- 2) definice hodnotících stupnic pro jednotlivé indikátory,
- 3) celkové hodnocení překrytím jednotlivých indikátorů.

Indikátory představují data vhodná pro formulování závěrů o přírodní blízkosti. Pro postup hodnocení bylo použito následujících šest dílčích indikátorů:

- 1) druhové složení dřevin,
- 2) věk porostů,
- 3) období bez těžby dřeva,
- 4) kontinuita hlavních druhů dřevin (případně -skupin dřevin),
- 5) mrtvé dřevo,
- 6) vzdálenost od zdrojů rušivých vlivů.

Výsledky hodnocení pomocí těchto dílčích indikátorů jsou k dispozici v podobě rastrových dat s velikostí pixelu 1 x 1 m a jsou základem pro výsledný výstup. Pro vyhodnocení těchto šesti indikátorů byla vyvinuta pětistupňová škála, ze které vyplývají jednotlivé závěry k přírodní blízkosti. V kapitolách 16 až 19 jsou vysvětleny stupnice **kategorií hodnocení** a představeny výsledky jednotlivých indikátorů. Kategorie hodnocení 1 byla vždy přiřazena charakteristice indikátoru s nejmenší přírodní blízkostí, kategorie 5 pak charakteristice s největší přírodní blízkostí. Teoreticky vyplývá z hodnocení indikátorů pro každý pixel několik tisíc kombinací hodnocení, ve skutečnosti se však jedná pouze o 201 různých kombinací.

Na základě rozdělení hodnocení jednotlivých indikátorů (například Obr. 1) je možno odvodit dvě opakující se struktury hodnocení.



Hodnocení šesti zahrnutých indikátorů je nutno shrnout do celkového hodnocení.

Při hodnocení každého indikátoru lze tomuto indikátoru přiřadit 5 kategorií (zde symbolizované různými barvami).

Obr. 1: Hodnocení jednotlivých indikátorů

1) Na jedné straně existují rastrové plochy, které se při vyhodnocení vyznačovaly dominancí jednotlivých kategorií hodnocení. Za dominantně se vyskytující je daná kategorie považována tehdy, pokud se jednotlivé hodnocení vyskytuje čtyřikrát (při hodnocení šesti indikátorů). Dominantní hodnocení se přitom přirozeně může pohybovat v každé kategorii hodnocení od oblasti s nejmenší přírodní blízkostí (kategorie 1) až po přírodě blízkou oblast (kategorie 5). Navíc existují kombinace kategorií hodnocení. Tato kombinace se přitom skládá ze dvou vedle sebe ležících kategorií hodnocení. Je považována za dominantní v případě, kdy jejich jednotlivé hodnocení bylo společně uděleno čtyřikrát.

Celkově byly definovány čtyři stupně závěrečného hodnocení, spočívající na dominanci dílčích kategorií (tabulka 1). Ve dvou z nich byly kombinovány kategorie hodnocení: 1-2 pro oblast s nejmenší přírodní blízkostí a 4-5 pro přírodě blízkou oblast.

2) Na druhou stranu existuje na rastrové úrovni distribuce hodnocení jednotlivých indikátorů, které nevykazují žádnou dominanci kategorie hodnocení nebo kombinace kategorií (rozptýlená distribuce na různé kategorie s tendencemi). Zde byly vybrány dva stupně hodnocení (tabulka 1), které jsou rozděleny na různé kategorie.

Pro celkové hodnocení přírodní blízkosti byly použity pouze ty buňky sítě, pro které bylo pro každý indikátor k dispozici hodnocení. Z hodnocení tak vypadly všechny cesty a silnice a nelesní půda, protože pro ně neexistují data se vztahem k lesu. Hodnocená plocha se v důsledku toho snížila na zhruba 7.150 ha. To odpovídá zhruba třem čtvrtinám plochy hodnoceného národního parku (zhruba 9.350 ha).

Data byla nejprve vyhodnocována pro celý národní park Saské Švýcarsko. V rámci dalších kroků se pozornost zaměřila na bývalé přírodní rezervace¹, případně přísně chráněná území. Pro tyto oblasti lze totiž vycházet z toho, že v nich hospodaření probíhalo z důvodu jejich ochrany jinak (nebo vůbec ne). V důsledku toho by se v současné době mohla jejich přírodní blízkost odlišovat od celkové plochy.

¹ Přírodní rezervace se při založení národního parku Saské Švýcarsko v roce 1990 staly jeho součástí.

Tab. 1: Stupně hodnocení pro celkové hodnocení přírodní blízkosti a její distribuce

| Stupeň | Definice stupně hodnocení | Rozloha ha] | Podíl [%] |
|--|--|--------------------|------------------|
| | <u>Dominance**</u> | | |
| D1+2 | Dominance v kategoriích 1, 2 nebo 1+2 | 1.194,8 | 16,7 |
| D3 | Dominance kategorie 3 | 31,9 | 0,5 |
| D4+5 | 1) Dominance kategorie 4, 5 nebo 4+5 a zároveň 2) Nepatří do stupeň 5 a zároveň 3) distribuce hodnocení indikátorů na max. 3 kategorie | 613,3 | 8,6 |
| D5 | Dominance kategorie 5 | 188,4 | 2,6 |
| | <u>Distribuce</u> | | |
| V2+3 | 1) Žádná dominance a zároveň 2) distribuce hodnocení indikátorů na 2 – 3 kategorie a zároveň 3) není stupeň hodnocení D1+2 nebo D4+5 | 1.123,0 | 15,7 |
| V4+5 | 1) Žádná dominance, protože 2) distribuce hodnocení indikátorů na 4 - 5 kategorií a zároveň 3) není stupeň hodnocení D1+2 (nebo D4+5) | 4.000,3 | 55,9 |
| | Celkem | 7.151,9 | 100,0 |
| ** dominance = v této kategorii (případně kombinaci) byly hodnoceny 4 indikátory (ze šesti indikátorů) . | | | |

3 Výsledky

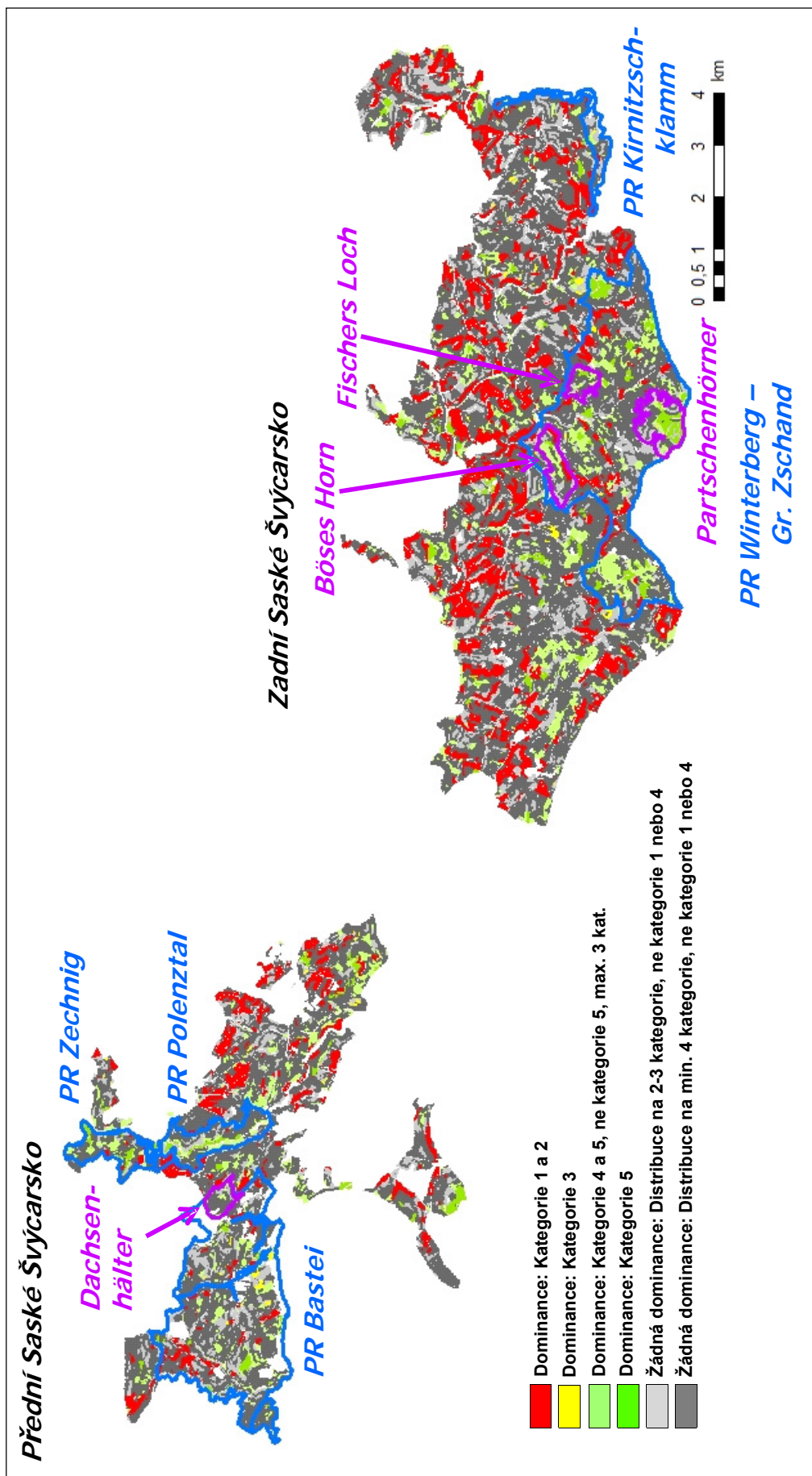
3.1 Celkové vyhodnocení všech indikátorů podle různých referenčních ploch

Při aplikaci popsaného postupu bylo možno konstatovat, že podíl ploch oblastí, které se vyznačovaly dominancí –stupeň hodnocení D (tabulka 1) je svými 28 % výrazně nižší nežli ta část, která je charakteristická heterogenním hodnocením (distribuce hodnocení na více až na všechny kategorie; tabulka 1) – stupně hodnocení V (72 %). Oblasti s nízkou přírodní blízkostí (stupně hodnocení D1+2 a D3) byly zjištěny na 17 % a oblasti s vysokou přírodní blízkostí (D4+5, D5) na 11 % národního parku (srov. Tabulka 1). Největší podíl ploch zaujímá stupeň hodnocení V4+5 (56 %). Zde jsou buňky sítě charakteristické velmi heterogenním hodnocením šesti indikátorů. Byly uděleny minimálně čtyři z pěti kategorií, tzn. že v jedné buňce existují současně indikátory zobrazující vysokou, střední a nízkou blízkost k přírodě.

Na území národního parku Saské Švýcarsko jsou plochy všech stupňů hodnocení rozloženy v celém území národním parku (viz obr. 2). I přesto je možno vylišit různé oblasti s vysokou, případně nízkou přírodní blízkostí, které budou následně krátce popsány. Při porovnání částí národního parku Přední a Zadní Saské Švýcarsko je možno v průměru konstatovat pouze velmi nízké rozdíly ohledně hodnocení – podíl ploch s nízkou přírodní blízkostí (stupeň hodnocení D1+2) je vyšší v části Zadní Saské Švýcarsko, podíl ploch s vyšší přírodní blízkostí (stupeň hodnocení D4, D4+5) je vyšší v Předním Saském Švýcarsku (viz obr. 3).

Při pohledu na území bývalých rezervací je nápadné, že podíly ploch se stupni hodnocení D4+5 a D5 (převážně vyšší blízkost k přírodě) je v případě tří z pěti rezervací (Zechnig, Polenztal a Großer Winterberg-Zschand) významně vyšší (27,2 %, 24,7 % a 21,2 %) nežli je průměr celého národního parku (11,2 %) nebo rezervace Bastei příp. Kirnitzschklamm (10,7 %, příp. 9,7 %, viz obr. 3). Všechny rezervace vykazují nižší podíly ploch s převážně nižší blízkostí k přírodě (D1+2, D3) nežli je v celém národním parku (17,1 %). Mezi jednotlivými rezervacemi jsou patrné výrazné rozdíly. Zatímco v rezervaci Zechnig zaujímají tyto stupně hodnocení (D1+2, D3) 12,2 % rozlohy, v případě rezervace Polenztal je to pouze 0,8 %. Podíly ostatních rezervací leží mezi tím: Kirnitzschklamm 11,5 %, Winterberg - Großer Zschand 8,8 % a Bastei 7,3 %.

Ve všech čtyřech přísně chráněných územích je možno v porovnání s celým národním parkem sledovat výrazné zvýšení stupňů hodnocení D4+5 a D5 (obr. 3). Nejvyšší podíl 38,7 % mají tyto stupně hodnocení v rezervaci Fischers Loch, nejnižší podíl mají v rezervaci Dachsenhälter 15,2 %. Podíly v rezervacích Böses Horn a Partschenhörner se pohybují podíly přírodě blízkého území ve středních hodnotách (28,7 % a 34,3 %). Nápadná je skutečnost, že kategorie s dominancí nízkých stupňů blízkosti k přírodě (D1+2, D3) se ve třech rezervacích (téměř) nevyskytují (Dachsenhälter: podíl 0 %, Partschenhörner: podíl 0,6 %, Fischers Loch: podíl 0,8 %). Výjimku tvoří rezervace Böses Horn, která s podílem 15,8 % leží pouze nepatrně pod průměrným podílem celého národního parku (17,1 %).



Obr. 2: Celkové hodnocení přírodní blízkosti pro národní park Saské Švýcarsko podle šesti definovaných stupňů hodnocení PR = Přírodní rezervace

Vysvětlivky

NLP SS = Národní park Saské Švýcarsko
 VSS = Přední Saské Švýcarsko
 HSS = Zadní Saské Švýcarsko
 NSG = přírodní rezervace

Stupně hodnocení

Stupeň hodnocení s dominancí jednotlivých kategorií hodnocení:

- D1+2=** Dominance v kategoriích 1, 2 nebo 1+2
- D3=** Dominance kategorie 3
- D4+5=** Dominance kategorií 4,5 nebo 4+5 A ne stupeň 5 A distribuce hodnocení indikátorů na max. 3 kategorie
- D5=** Dominance kategorie 5

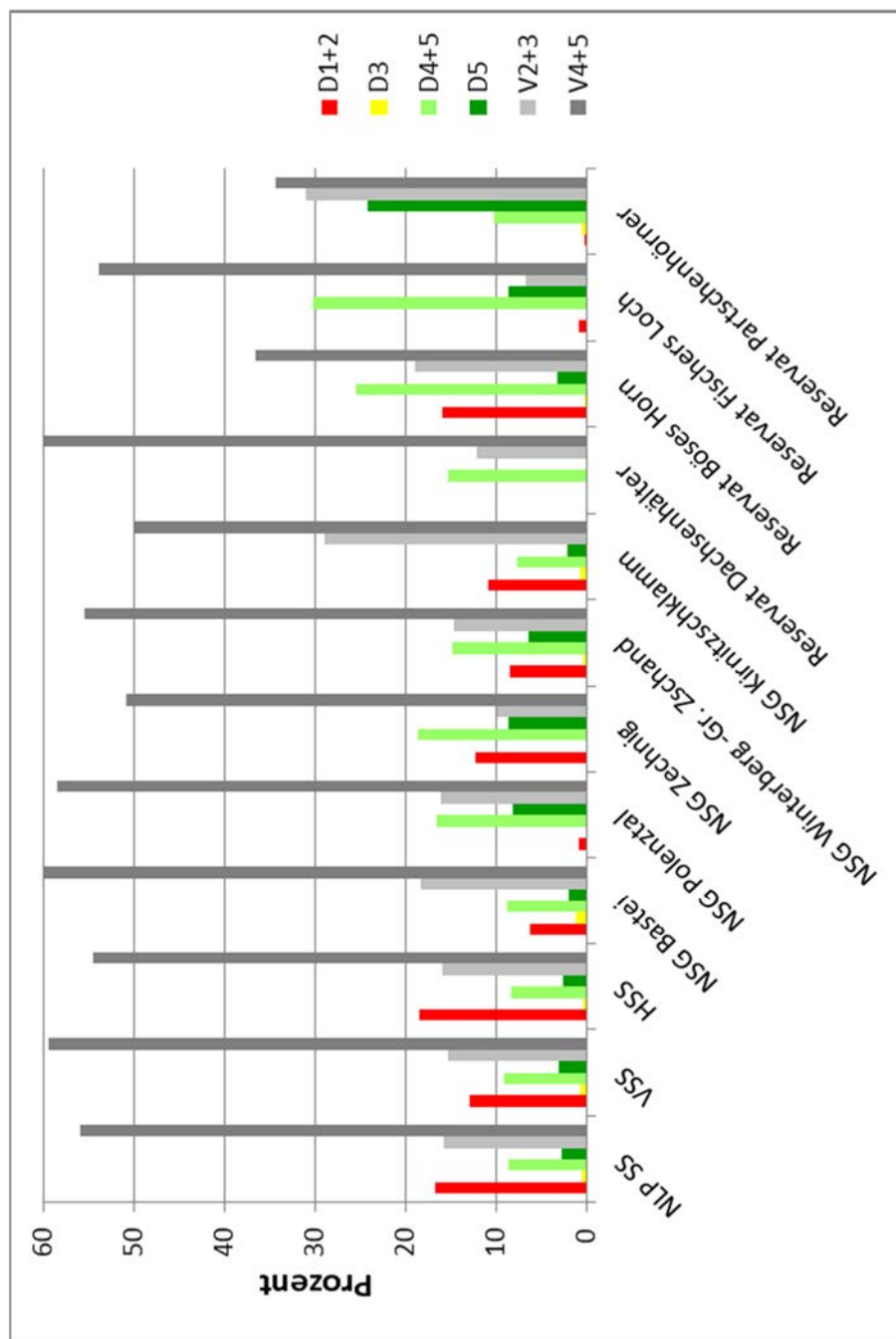
Stupeň hodnocení s distribucí na několik až mnoho různých kategorií hodnocení **V2+3=** Žádná dominance A distribuce hodnocení indikátorů na 2 – 3 kategorie A ne stupně hodnocení D1+2 nebo D4+5
V4+5= Žádná dominance, protože distribuce hodnocení indikátorů na 4 – 5 kategorie A ne stupně hodnocení A ne stupeň hodnocení D1+2 (nebo D4+5)

Kategorie:

Kategorie hodnocení pro jednotlivé indikátory:

Kategorie 1: hodnocení nejmenší přírodní blízkosti příslušného indikátoru
 ...

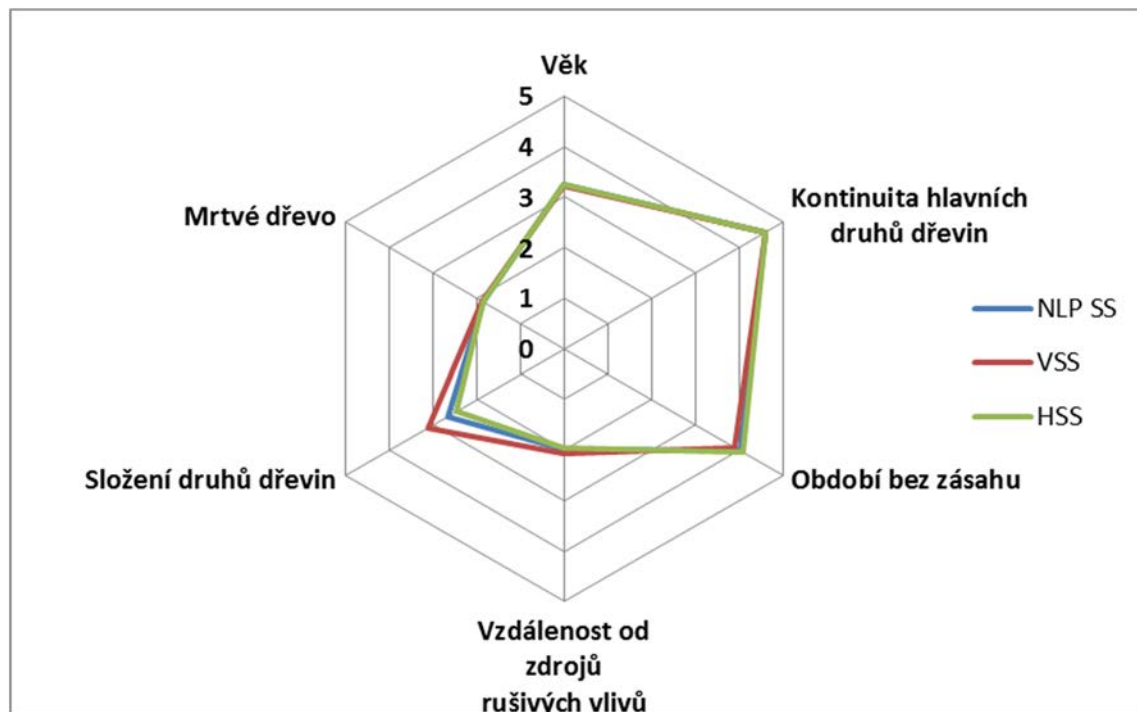
Kategorie 5 = hodnocení nejvyšší přírodní blízkosti příslušného indikátoru



Obr. 3: Celkové hodnocení přírodní blízkosti pro národní park Saské Švýcarsko
 Zobrazení šesti různých stupňů hodnocení pro celý národní park a pro různé referenční plochy, které se v něm nacházejí)

3.2 Hodnocení jednotlivých indikátorů

Při pohledu na porovnání jednotlivých indikátorů lze rozeznat rozdílnou úroveň hodnocení jednotlivých indikátorů. Dva indikátory vykazují obecně vyšší přírodní blízkost (kategorie 4-5), nežli čtyři ostatní (Kategorie 2-3, viz obr. 4).



Obr. 4: Hodnocení jednotlivých indikátorů pro národní park Saské Švýcarsko a obě části národního parku (NLP SS = národní park Saské Švýcarsko, VSS = Přední Saské Švýcarsko, HSS = Zadní Saské Švýcarsko, gfr/stfr BA = složení druhů dřevin[podíl nepůvodních druhů])

Kategorie s vyšším hodnocením jsou:

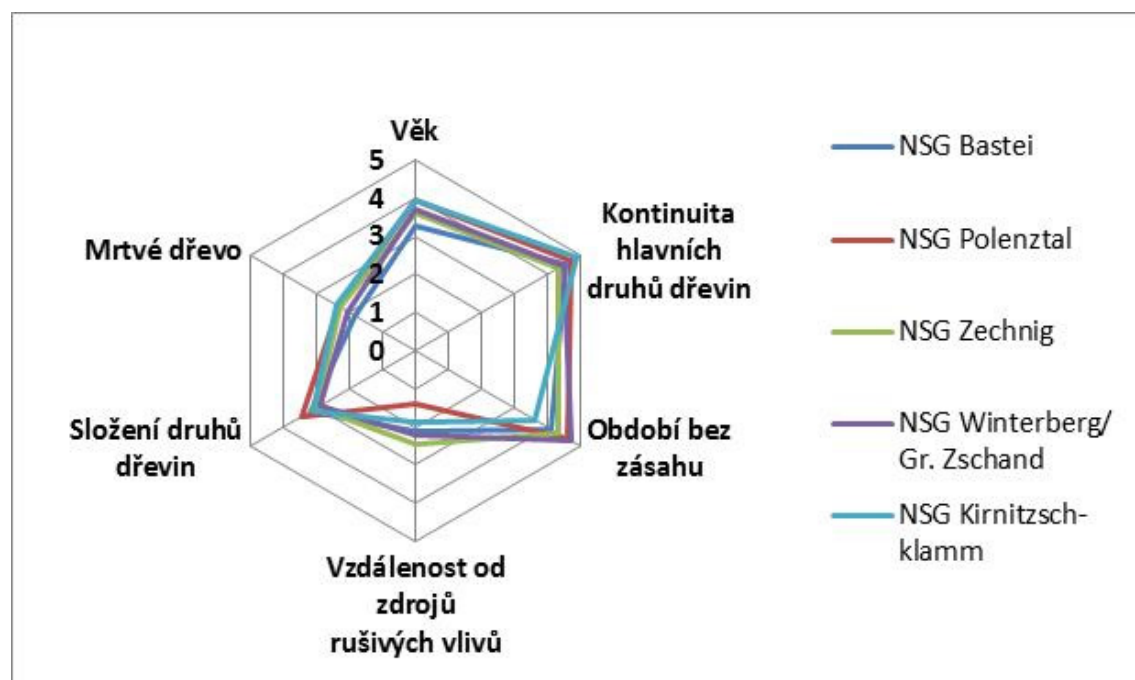
- kontinuita hlavních druhů dřevin (případně skupin dřevin),
- období bez těžby dřeva.

Kategorie s nižším hodnocením jsou:

- vzdálenost od zdrojů rušivých vlivů,
- druhové složení dřevin,
- mrtvé dřevo,
- věk.

V rámci celého národního parku dosahuje nejvyšší průměrné hodnoty (4,6) „kontinuita hlavních druhů dřevin“, druhé nejvyšší hodnoty pak „období bez těžby dřeva“ (\bar{x} 4,0). Nejnižší podíl měl oproti tomu indikátor „mrtvé dřevo“ (\bar{x} 1,9), následován indikátorem „vzdálenost od zdrojů rušivých vlivů“ (\bar{x} 2,0), „druhové složení dřevin“ (\bar{x} 2,7) a „věk“ (\bar{x} 2,7). Mezi oběma částmi národního parku se nevyskytují téměř žádné odchylky. Pouze v případě indikátoru „druhové složení dřevin“ je patrný rozdíl (obr. 4). V Předním Saském Švýcarsku je možno oproti celému národnímu parku sledovat vyšší podíl v indikátoru „druhové složení dřevin“ (\bar{x} 3,1), v Zadním Saském Švýcarsku naopak nepatrně nižší (\bar{x} 2,5).

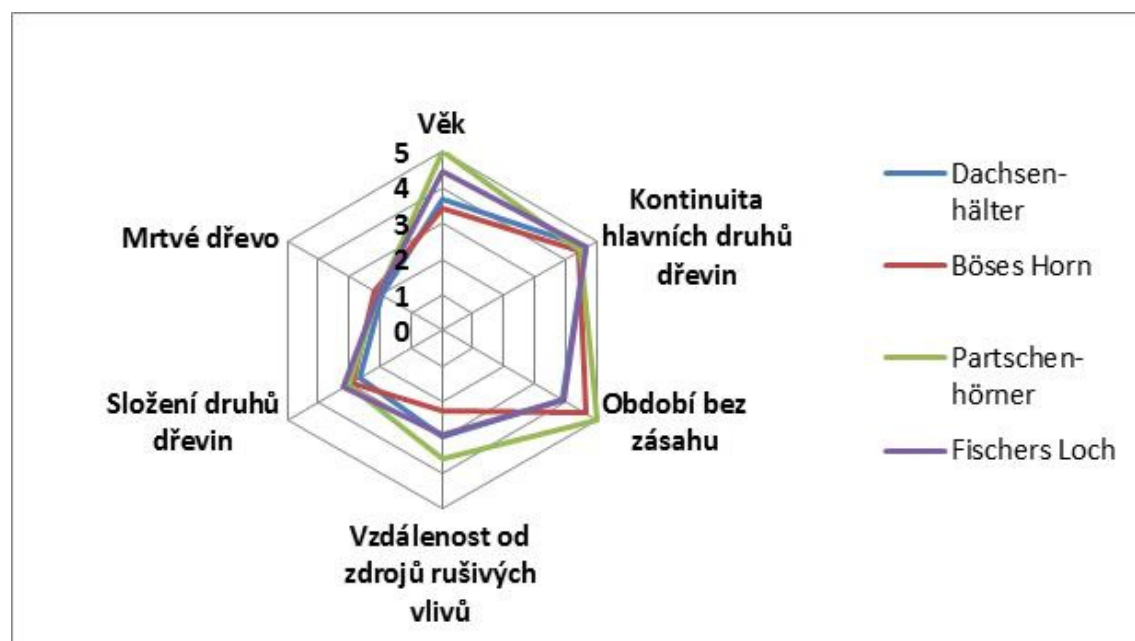
Základní schéma hodnocení se objevuje i zde, nezávisle na referenčním území (národní park, části národního parku, přírodní rezervace, přísně chráněné území) viz obr. 4, obr. 5, obr. 6.



Obr. 5: Hodnocení jednotlivých indikátorů v bývalých rezervacích (NSG = Přírodní rezervace, gfr/stfr BA = složení druhů dřevin [podíl nepůvodních druhů])

Při pohledu na zastoupení jednotlivých indikátorů uvnitř přírodních rezervací (NSG) je nápadné, že rozdíl mezi rezervacemi činí v případě tří indikátorů pouze 0,5 bodu, v případě indikátoru „věk“ je to 0,7 bodu. Pouze v případě indikátorů „období bez zásahu“ a „vzdálenost od zdrojů rušivých vlivů“ je patrný rozdíl 1,1 bodu (obr. 5). Jednotlivé indikátory v dané rezervaci přitom přinášejí v porovnání s ostatními rezervacemi rozdílné výsledky. Příkladem je rezervace Polenztal. Zatímco „druhové složení dřevin“ je hodnoceno nejlépe a velmi dobré hodnocení mají také indikátory „kontinuita hlavních druhů dřevin“, „období bez zásahu“, „mrtvé dřevo“ a „věk“, dosahuje naproti tomu indikátor „vzdálenost od zdrojů rušivých vlivů“ nejnižší hodnocení (viz červená linka na obr. 5).

Největší rozdíly v hodnocení jsou patrné při porovnání přísně chráněných území (obr. 6). V případě tří indikátorů („mrtvé dřevo“: 0,2; „kontinuita hlavních druhů dřevin“: 0,3) se rozdíly téměř nevyskytují nebo jsou nízké („složení druhů dřevin“: 0,6). Minimální a maximální hodnoty se naopak výrazně liší v případě ostatních tří indikátorů („období bez zásahu“: 1,1; „vzdálenost od zdrojů rušivých vlivů“: 1,4; „věk“: 1,5).



Obr. 6: Hodnocení jednotlivých indikátorů pro rezervace

4 Shrnutí a diskuse

Celkové hodnocení území národního parku Saské Švýcarsko ukázalo velmi heterogenní hodnoty blízkosti k přírodě. Přírodě blízká a přírodě vzdálená území se nalézají po celé rozloze parku. Nadprůměrnou blízkost k přírodě bylo možno nalézt na území bývalých rezervací a přísně chráněných území Polenztal, Zechinig, Großer Winterberg-Zschand, ale i v dalších oblastech národního parku Saské Švýcarsko, jako například v území mezi skalními formacemi Schrammsteine a Rauschenstein a v okolí lokality Heringstein.

Stejně tak jsou rozmístěna i území s nízkou blízkostí k přírodě. Za zmínku stojí koncentrace těchto ploch v severní části Zadního Saského Švýcarska (například severně od silnice Zeughausstraße až pro Křinici) a na severovýchodě a severozápadně Předního Saského Švýcarska (například Jihozápadně od silnice Brandstraße u Honštejna a severně od silnice Brandweg).

Podíváme-li se na dílčí indikátory přírodní blízkosti a jejich hodnoty pak lze říci, že cca $\frac{3}{4}$ rozlohy parku spadá do skupiny s velmi heterogenním hodnocením. Rozpětí hodnot dílčích indikátorů přitom sahá od kategorie 1 až po kategorii 5 – ne zřídka se oba extrémy hodnocení vyskytují na jediné nebo na sousední ploše. Pouze asi na $\frac{1}{4}$ celkové plochy parku převládají určité kategorie hodnocení. Jsou to ty plochy, kde většina dílčích indikátorů shodně nabývá převážně hodnot nízkých či vysokých. Takové rozložení se dá považovat za charakteristické pro národní parky ve vývoji. Vyvíjející se národní parky mají za sebou většinou poměrně krátké období, kdy se v jejich často malých jádrových zónách (v národním parku Saské Švýcarsko „Přírodní zóna A“) nezasahuje, a dynamika se tam blíží přírodním procesům. Na ostatních plochách parků ve vývoji se stále ještě zasahuje a probíhající ekologické procesy jsou řízeny managementovými opatřeními. I zde se tedy podle indikátorů naskytá většinou diferencovaný obraz různého hodnocení.

Některé indikátory přitom mají vyšší hodnoty nežli jiné. Rozdíly jsou podmíněny rozdílnou kvalitativní charakteristikou indikátorů. Výrazně se v hodnocení odráží obecný nedostatek „mrtvého dřeva“ (srov. kapitola „Drobně struktury - mrtvé dřevo“, str. 121 - 123). V důsledku přírodního vývoje lesních ploch se stoupajícím podílem vyšších růstových tříd bude do budoucna stoupat i podíl mrtvého dřeva. Tento indikátor tak bude i do budoucna vhodný pro hodnocení přírodní blízkosti.

„Vzdálenost od rušivých vlivů“ vykazuje při zahrnutí horolezeckých stezek i relativně hustou síť turistických stezek a tím i nízkou přírodní blízkost (srov. kapitola „Fragmentace v důsledku působení antropogenních struktur a její vliv“, str. 109 - 115). Frekventovanost stezek, cest a silnic však dosud zohledněna nebyla. Zahrnutí těchto dat by umožnilo výraznější diferenciaci efektu rušení. Ze strany Správy národního parku by obecně mělo být znovu prověřeno, zda by bylo možno v oblasti řízení přístupu do určitých částí parku „odstínit“ od rušivých vlivů další plochy. Právě v případě narůstajícího počtu návštěvníků má zachování a další posílení klidových oblastí pro přírodu velký význam. Území by mělo být všude, kde to je možné, převedeno do zón nízkého rušení návštěvníky pomocí efektivního řízení přístupu.

Indikátor „Druhové složení dřevin“ byl silně ovlivněn výskytem smrku (*Picea abies*), na nepůvodních stanovištích (mimo strže a prudké severní svahy od podílu 5 %) a nepůvodních druhů dřevin (například *Larix decidua*, *Quercus rubra*; od 0 %) (srov. kapitola „Rozšíření nepůvodních výskytů smrků a nepůvodních druhů dřevin“, str. 117 - 120). Výrazná redukce smrku na nepůvodních stanovištích a odstranění nepůvodních druhů dřevin by bylo možné pouze za vysokých finančních nákladů, s vysokými nároky na lidské zdroje a s významným narušením území. Tato podmínka platí, pokud by byl splněn cíl do roku 2030, tedy do okamžiku upuštění od managementu na 75 % plochy národního parku. Lze tedy očekávat, že při vysokém podílu smrku na počátku ochrany procesů bude tento indikátor vykazovat zpočátku pouze nízké změny. Teprve po několika desetiletích až staletích dojde k citelnému nárůstu charakteristiky přírodní blízkosti měřené pomocí tohoto indikátoru. Doporučujeme provádět do roku 2030 důsledné odstraňování nepůvodních druhů dřevin (především konkurenčně silných druhů) a bodovou reintrodukcí původních druhů dřevin na jejich přirozené stanoviště a to především v případě, kdy se v blízkosti nevyskytují žádné mateřské stromy (například *Ulmus spec.*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*).

Indikátor „věk“ ztratí během dalšího vývoje národního parku na významu a nebude jej dále možno jako indikátor využívat. Údaje o věku vyplývají z kácení lesů (srov. kapitola „Vývoj lesních porostů od roku 1840/42“, str. 101 - 108). Se začátkem ochrany procesů začíná i vývoj směrem k různověkému porostu. Věkové rozpětí se tak bude neustále zvětšovat. Věk porostu poté již nebude pro hodnocení použitelný. Současné střední hodnocení tohoto indikátoru vyplývá ze skutečnosti, že v oblasti národního parku ještě nejsou podíly velmi starých, ale i mladých porostů vysoké. Zhruba dvě třetiny lesní plochy se nacházejí ve věkových třídách 4-7 (61-140 let, kategorie 3-4).

Indikátor „období bez zásahu“ patří mezi indikátory s vyšším hodnocením. Z důvodu dostupnosti dat bylo možno vyhodnotit pouze rozpětí 15 let (1998 až 2013, srov. str. 101 - 108). Stupnice hodnocení byla na toto období upravena. Zásah v období let 1998 až 2001 již znamenal druhé nejvyšší hodnocení (kategorie 4), i když se odehrál před 13 lety. Bezzásahové plochy v uvedeném období získaly nejvyšší hodnocení

(kategorie 5), diferenciace v rámci této kategorie však nebyla možná. Další řešerše vedoucí do let před rokem 1998, by zde přinesly diferencovanější obrazy současné vysoké hodnocení by se zčásti snížilo.

Indikátor „kontinuita hlavních druhů dřevin“ hodnotí změny hlavních druhů dřevin porovnáváním dvou časových okamžiků v rozestupu cca 90 let (srov. str. 101- 108). Jedná se o snahu, zahrnout do hodnocení rovněž změny v druhovém složení lesa, tedy vývoj porostů. S ohledem na informační hodnotu historických dat, která se vztahují pouze na dominantní druhy dřevin, tvořících porost a neumožňují formulovat závěry k přimíšeným druhům dřevin, nebylo možno zahrnout do hodnocení složení druhu dřevin (dynamiku druhového složení). Z hlediska vhodnosti pro hodnocení přírodní blízkosti je tento indikátor proto hodnocen jako velmi slabý. Vypovídací schopnost tohoto indikátoru by bylo možno výrazně zlepšit zahrnutím druhového složení dřevin (historického a aktuálního).

Metodicky jsou výsledky rozhodující měrou ovlivňovány zvolenou stupnicí hodnocení. Použitím jemnějších stupnic hodnocení by bylo možno popsat rozdíly mnohem lépe. Volba jiných koncových bodů (pro nejvyšší blízkost k přírodě) vedla k posunům hodnocení směrem nahoru nebo dolů.

Doporučujeme doplnit spektrum indikátorů o takové, které silně korelují s přírodní blízkostí, jako jsou například drobné struktury na živých stromech nebo vývojové fáze. Díky tomu by bylo možno optimalizovat vypovídací schopnost výsledků. Nepracovaná data jsou pro národní park Saské Švýcarsko k dispozici. Jelikož však byla projektu k dispozici teprve na podzim roku 2014, nebylo je z časových důvodů možné do projektu zahrnout.

5 Závěr

Prezentovaný postup hodnocení představuje metodiku pro zjišťování přírodní blízkosti v oblasti národního parku Saské Švýcarsko. Aplikace této metody na jiná území, jako například na sousední národní park České Švýcarsko, je možná. Postup hodnocení byl během krátké doby realizace projektu a při využití dostupných dat vyvinut tak, že může být národním parkem Saské Švýcarsko převzat přímo pro monitoring k hodnocení přírodní blízkosti. Celkově ale Správě národního parku doporučujeme prohloubit tuto metodiku dalším zjemněním hodnotící stupnice a doplněním o další indikátory s výpovědní hodnotou. Předložená koncepce a metodika pro hodnocení blízkosti k přírodě může být využita jako nástroj pro měření vývoje národního parku směrem od lesů, charakterizovaných hospodářských využitím k přírodním lesům národního parku s ochranou procesů. Zavedení takového monitoringu pro hodnocení přírodní blízkosti je s ohledem na kontrolu úspěšnosti národního parku žádoucí.



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.