

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra prostorových věd

**Dlouhodobé změny spektrální variability
vegetace po požárech v národním parku
Yellowstone**

Diplomová práce

Vedoucí práce: prof. Ing. Petra Šimová, Ph.D.

Autor: Bc. Anna Brandejsová

2023

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Anna Brandejsová

Prostorové vědy v životním prostředí

Název práce

Dlouhodobé změny spektrální variability vegetace po požárech v národním parku Yellowstone

Název anglicky

Long-term changes of vegetation spectral variability following wildfires in the Yellowstone National Park

Cíle práce

Dlouhodobé změny spektrálních charakteristik vegetace jsou aktuálním výzkumným tématem v ekologii, krajinné ekologii a aplikovaném dálkovém průzkumu Země (DPZ). Kromě změn spektrálních indexů jsou v popředí zájmu též změny spektrální variability a schopnost indexů spektrální variability popsat diverzitu vegetace na Zemi. Hypotéza o spektrální variabilitě (Spectral Variability Hypothesis, SVH) říká, že spektrální variabilita odvozená z multispektrálních dat DPZ odráží druhovou diverzitu rostlin. SVH má ve vědecké komunitě příznivce i odpůrce a je tedy třeba ji dále zkoumat. Jedním z vhodných směrů výzkumu je vývoj spektrálních charakteristik vegetace na území po rozsáhlých disturbancích, například požárech, na kterých by se v letech po disturbanci měla zvyšovat druhová diverzita a v případě platnosti SVH i spektrální variabilita.

Rámcovým cílem práce je popsat změny spektrálních charakteristik vegetace po požárech v národním parku Yellowstone na základě dat Landsat. Autorka zjistí, k jakým změnám vybraných vegetačních indexů založených na datech Landsat dochází v letech po požárech, po jak dlouhé době dosahují vegetační indexy hodnot před požárem a zda lze říci, že se na zasažených lokalitách zvyšuje spektrální variabilita. Na základě výsledků se pokusí vyhodnotit platnost SVH s přihlédnutím k měřítku hodnocení. Formulace dílčích cílů je úkolem autorky.

Metodika

Autorka vypracuje literární rešerši zahrnující především problematiku ekologické sukcese a změn rostlinné diverzity během sukcese po disturbancích, sledování změn vegetace pomocí dat Landsat, přínosy a limity SVH pro indikaci biodiverzity a problematiku měřítka hodnocení. V experimentální části zhodnotí typy lokalit, na kterých v Yellowstone (i) došlo k požáru jen v roce 1988, (ii) docházelo k opakovaným požárům a (iii) k požárům nedošlo (srovnávací lokality). Pro každý typ autorka vybere cca 30 vzorků, v případě typů (i) a (ii) tak, aby ve vzorku byla v roce po požáru minimální spektrální variabilita. Pro každý typ vyhodnotí vývoj NDVI, popř. dalších spektrálních indexů, a vývoj spektrální variability v podobě směrodatné odchylky zvolených indexů v rámci vzorku. Další možné analýzy zvolí na základě průběžných výsledků, vlastní invence a konzultací. K řešení využije dle potřeby prostředí Google Earth Engine, ArcGIS, R či další.

Doporučený rozsah práce

40 – 60 stran

Klíčová slova

Hypotéza o spektrální variabilitě, Dálkový průzkum Země, Yellowstone národní park, požár, sukcese

Doporučené zdroje informací

- Rocchini, D., D. S. Boyd, J. B. Féret, G. M. Foody, K. S. He, A. Lausch, H. Nagendra, M. Wegmann, and N. Pettorelli. 2016, February 1. Satellite remote sensing to monitor species diversity: potential and pitfalls. *Remote Sensing in Ecology and Environment* 2(1): 25-36.
- Rocchini, D., Marcantonio, M., Da Re, D., Bacaro, G., Feoli, E., Foody, G.M., Furrer, R., Harrigan, R.J., Kleijn, D., Iannacito, M., Lenoir, J., Lin, M.X., Malavasi, M., Marchetto, E., Meyer, R.S., Moudry, V., Schneider, F.D., Simova, P., Thornhill, A.H., Thouverai, E., Vicario, S., Wayne, R.K., & Ricotta, C. (2021). From zero to infinity: Minimum to maximum diversity of the planet by spatio-parametric Rao's quadratic entropy. *Global Ecology and Biogeography*, 30, 1153-1162
- Rocchini, D., N. Balkenhol, G. A. Carter, G. M. Foody, T. W. Gillespie, K. S. He, S. Kark, N. Levin, K. Lucas, M. Luoto, H. Nagendra, J. Oldeland, C. Ricotta, J. Southworth, and M. Neteler. 2010. Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics* 5:318–329.
- Vogelmann, J. E., A. L. Gallant, H. Shi, and Z. Zhu. 2016. Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment* 185:258–270.
- Young, N. E., R. S. Anderson, S. M. Chignell, A. G. Vorster, R. Lawrence, and P. H. Evangelista. 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98:920–932.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra prostorových věd

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2023

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 17. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 19. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma "Dlouhodobé změny spektrální variability vegetace po požárech v národním parku Yellowstone" vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou všechny citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů na konci práce.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31.03.2023

(podpis autorky práce)

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí práce, prof. Ing. Petře Šímové, Ph.D., za vedení této práce, trpělivost, a za pravidelné a přínosné konzultace.

Dlouhodobé změny spektrální variability vegetace po požárech v národním parku Yellowstone

Abstrakt

Tato diplomová práce je zaměřená na dlouhodobý vývoj spektrální variability v národním parku Yellowstone po rozsáhlém požáru v roce 1988. Rešerše je zaměřená na popis vývoje vegetace po disturbancích, využití dálkového průzkumu Země pro dlouhodobé pozorování krajiny po požárech, popisuje využívané metriky pro výzkum spektrální variability a přibližuje hypotézu o spektrální variabilitě (Spectral Variability Hypothesis, SVH). SVH předpokládá, že spektrální variabilita odvozená z multispektrálních dat DPZ odráží druhovou diverzitu rostlin. Pokud platí SVH, spektrální variabilita po požáru stoupá, protože během sukcese po velkých disturbancích stoupá druhová diverzita rostlin.

Cílem této práce je popsat změny spektrálních charakteristik vegetace v národním parku Yellowstone po požárech na základě dat Landsat. Předmětem studie je vývoj spektrální variability v oblastech, které i) byly zasaženy požárem a ii) nebyly zasažené požárem s využitím vegetačních indexů založených na multispektrálních snímcích. Na základě získaných výsledků je cílem popsat vývoj spektrální variability na místech zasažených disturbancemi a vyhodnotit platnost SVH s ohledem na měřítko hodnocení.

Pro sledování vývoje vegetace byly vybrány indexy LAI, NDVI a z indexů byla vytvořena směrodatná odchylka v různých velikostech rozlišení pro popsání spektrální variability. Výsledky analýzy potvrdily schopnost indexů popsat diverzitu vegetace na Zemi. Ze směrodatné odchylky zaměřené na spektrální variabilitu vychází značné rozdíly v použitém měřítku. S použitím většího měřítka výsledky lépe zachytí spektrální variabilitu a dochází k vyšší přesnosti výsledků. Vývoj vegetace po požáru potvrzuje SVH a vegetace po požáru dosáhla původních hodnot.

Klíčová slova: Hypotéza o spektrální variabilitě, dálkový průzkum Země, Yellowstone národní park, požár, sukcese

Long-term changes of vegetation spectral variability following wildfires in the Yellowstone National Park

Abstract

This thesis focuses on the long-term evolution of spectral variability in Yellowstone National Park following the 1988 major wildfire. The review focuses on describing the evolution of vegetation following disturbances, the use of remote sensing of the Earth for long-term landscape observations following fires, describes the metrics used to investigate spectral variability, and presents the Spectral Variability Hypothesis (SVH). The SVH hypothesizes that spectral variability derived from multispectral DPZ data reflects plant species diversity. If the SVH holds, spectral variability increases after fire because plant species diversity increases during succession after large disturbances.

The focus of this study is to describe changes in spectral characteristics of vegetation in Yellowstone National Park following wildfire based on Landsat data. The study focuses on the evolution of spectral variability in areas that (i) were affected by fire and (ii) were not affected by fire using vegetation indices based on multispectral imagery. Based on the results obtained, the aim is to describe the evolution of spectral variability in disturbance-affected areas and to evaluate the validity of SVH with respect to the assessment scale.

The LAI, NDVI indices were selected to monitor the vegetation evolution and the standard deviation was constructed from indexes at different resolutions to describe the spectral variability. The results of the analysis confirmed the ability of the indices to describe the diversity of vegetation on Earth. The standard deviation focused on spectral variability shows significant differences in the scales used. With the use of a larger scale, the results better capture spectral variability and there is greater precision in the results. Post-fire vegetation development confirms SVH and post-fire vegetation has reached original values.

Keywords: Spectral variability hypothesis, remote sensing, Yellowstone national park, fire, succession

Obsah

1.	Úvod	1
2.	Cíle práce	2
3.	Literární rešerše	3
3.1	Ekologická sukcese na územích postižených velkými disturbancemi	3
3.1.1	Sukcese v místech zasažených požárem	4
3.1.2	Výzkumy založené na sukcesi.....	5
3.2	Dlouhodobé změny vegetace na základě dat Landsat	6
3.3	Hypotéza o spektrální variabilitě (SVH)	8
3.2	Požáry v Yellowstone.....	9
3.3.1	Využití DPZ na území parku.....	12
3.4	Vegetační indexy v analýze dlouhodobých změn vegetace	12
3.4.1	NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).....	12
3.4.2	Směrodatná odchylka NDVI	13
3.4.3	LAI (Leaf area index).....	15
4.	Metodika	16
4.1	Zájmové lokality.....	16
4.2	Vstupní data.....	17
4.2.1	Družicové snímky	17
4.2.2	Vegetační indexy	17
4.2.3	Typy lokality	21
4.3	Zpracování dat	22
5.	Výsledky	24
5.1.	Lokality zasažené požárem v r. 1988	24
5.1.1	NDVI po požáru v roce 1988	24
5.1.2	Směrodatná odchylka NDVI	27
5.1.3	LAI po požáru v roce 1988	35
5.1.4	Směrodatné odchylka LAI	37
5.2	Lokality nezasažené požárem.....	39
5.2.1	NDVI pro lokality nezasažené požárem.....	40
5.2.2	Směrodatná odchylka NDVI	41
5.2.3	LAI pro lokality nezasažené požárem	43
5.3	Lokality s častými požáry.....	45
5.3.1	NDVI pro typ lokality (i)	45
5.3.3	LAI pro typ lokality (i).....	48
5.3.4	NDVI pro typ lokality (ii)	52

5.3.5	LAI pro typ lokality (ii).....	56
6.	Diskuse	60
7.	Závěr.....	64
8.	Seznam použitých zdrojů	66
	Seznam obrázků.....	74
	Seznam tabulek.....	78
	Přílohy	79

1. Úvod

Lesní požár je jednou z nejčastějších katastrof, ke kterým dochází v mnoha lesních systémech po celém světě. Má ničivý dopad na životní prostředí, krajinu a ekologickou sukcesi. V posledních letech se setkáváme s velkými změnami klimatu s nepravidelnými srážkami a výkyvy teplot, což často vede ke vzniku požárů. Kvůli lesním požárům ubývá kvalitních a odolných ekosystémů, které jsou důležité pro stabilitu klimatu na Zemi, jelikož zadržují velké množství vody, uhlíku a jsou domovem mnoha druhů rostlin a živočichů.

Dálkový průzkum Země je jedním z neefektivnějších přístupů k identifikaci ohnisek biodiverzity a předpovídání změn v druhové skladbě. Je tomu tak proto, že na rozdíl od metod založených na terénních výzkumech umožňuje úplné prostorové pokrytí zkoumaného zemského povrchu v krátkém časovém období (Schoennagel et al., 2004).

Tato práce je zaměřená na dlouhodobé změny spektrálních charakteristik vegetace po lesních požárech v národním parku Yellowstone. Toto území bylo od roku 1988 vystaveno řadě požárů, a proto je ideálním místem pro studium dlouhodobých změn ve vegetaci. Požáry v ekosystémech divoké přírody ukázaly, jak významné jsou přírodních disturbancí při utváření a udržování zdravých a odolných ekosystémů (Turner et al., 2003).

Změny spektrální variability je možné sledovat na základě družicových snímků systému Landsat, který poskytuje data již od roku 1974 a je jediným zdrojem, který volně poskytuje data pro takto dlouhé časové období. Dále existuje řada vegetačních indexů, které využívají pásma multispektrálních snímků a s jejich využitím lze popsat diverzitu vegetace na Zemi (Maxwald et al., 2022). Pro lesní požáry se nejčastěji používají vegetační indexy NDVI, burned area index a LAI.

Hypotéza o spektrální variabilitě vychází z předpokladu, že spektrální variabilita odvozená z multispektrálních dat DPZ odráží druhovou diverzitu rostlin (Palmer et al., 2002). Hypotéza byla použita v mnoha studiích ověřujících její platnost (Rocchini et al., 2004), ale je nutné hypotézu dále zkoumat, jelikož zatím nebyla potvrzena a je zpochybňovaná (Schmidtlein & Fassnacht, 2017). DPZ má velký potenciál využití při sledování biodiverzity krajiny a v případě, že bychom byli schopni hypotézu potvrdit, sledování vývoje vegetace by se stalo méně nákladným a efektivnějším.

2. Cíle práce

Hlavním cílem této diplomové práce je vyhodnotit změny spektrálních charakteristik vegetace na příkladu sukcese po požárech v Yellowstonském parku z družicových multispektrálních dat DPZ. V této práci byly stanoveny následující dílčí cíle:

- Porovnat vybrané vegetační indexy založené na datech Landsat a popsat rozdílné vývoje spektrální variability.
- Vybrat vhodné měřítko pro vyjádření spektrální variability s využitím směrodatné odchylky NDVI.
- Vyhodnotit, zda se vývoj spektrálních charakteristik vegetace liší v lokalitách zasažených rozsáhlým požárem v roce 1988 a v lokalitách zasažených opakovanými požáry.
- Porovnat hodnoty z vegetačních indexů po požárech s hodnotami v lokalitách, které nebyly požárem v minulosti zasaženy.
- Vyhodnotit změny v spektrálních charakteristik a zjistit, kdy se hodnoty dostaly zpět na úroveň před požárem. S využitím relevantních statistických metod, jako je analýza časových řad nebo porovnání rozdílů mezi skupinami.
- Posoudit platnost hypotézy o spektrální variabilitě (SVH) pro tento typ výzkumu a zda spektrální variabilita získaná z dat Landsat odráží druhovou diverzitu rostlin.

3. Literární rešerše

3.1 Ekologická sukcese na územích postižených velkými disturbancemi

Ekologická sukcese označuje proces změny složení a struktury ekologických společenstev v průběhu času. Jedná se o přirozený proces, který probíhá ve všech ekosystémech, včetně lesů, pastvin, mokřadů a vodních systémů (Clements, 2012). Ekologická sukcese může nastat po disturbanci, jako je požár, povodeň nebo zásah lidské činnosti. Probíhá po dlouhá časová období, kdy se ekosystémy postupně mění v reakci na podmínky prostředí (Fierer et al., 2010). Ekologickou sukcesí rozdělujeme na dva typy – primární a sekundární sukcesí.

Primární sukcese, je poměrně vzácná a probíhá v oblastech bez půdy nebo organické hmoty, mezi které patří holé skály nebo písčné duny. Vyskytují se zde druhy, které nepotřebují mnoho živin, je pro ně důležité světlo (Walker et al., 1999). Postupem času kolonizují oblast pionýrské druhy, například lišejníky nebo mechy, které rozkladem skály nebo písku postupně vytvářejí půdu, a její hromadění vede k usazování rostlinných a živočišných společenstev (Rodríguez et al., 2005).

Sekundární sukcese probíhá v oblastech, kde se již nachází půda a organická hmota, například po požáru nebo narušení lidskou činností (Oikonomakis & Ganatsas, 2012). V těchto případech jsou stávající rostlinná a živočišná společenstva narušena, ale půda a semenná banka zůstávají nedotčeny. Díky tomu se ekosystém může obnovit rychleji než při primární sukcesí (McIntosh, 1999).

Proces ekologické sukcese může trvat stovky až tisíce let. Různé druhy rostlin a živočichů jsou přizpůsobeny různým stádiím sukcese. Struktura a složení ekosystému se mohou měnit v závislosti na faktorech, jako jsou klima, půdní podmínky a míra disturbance (Fierer et al., 2010). Ekologická sukcese je důležitým procesem pro zachování biologické rozmanitosti a fungování ekosystému, protože umožňuje vznik rozmanitých a složitých ekologických společenstev (Hanes, 1971).

Studie sukcese na výsypkách mohou být pojaty z více aspektů. Jedním z nich je zaměření na zranitelné druhy a určení jejich reakce na disturbance. Lze objasnit, která životní stadia jsou nejnáchylnější k lokálnímu vymírání (Prach & Hobbs, 2008). Dále lze studovat změnu výskytu druhů vzhledem ke změně klimatu, či sledovat rozvoj

invazivních druhů. Na území výsypek lze sledovat lidské zásahy v podobě umělé sukcese (tzv. rekultivace). Dochází zde k napodobení sukcese za záměrem urychlení, zpomalení růstu či vrácení původní vegetace (Prach & Walker, 2011).

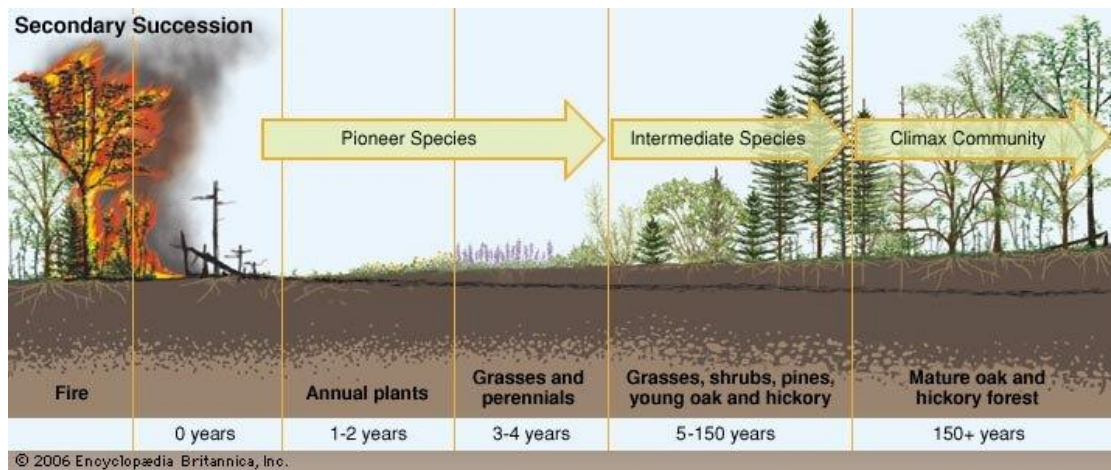
3.1.1 Sukcese v místech zasažených požárem

Požáry mohou v ekosystému způsobit značné škody, ale také vytvářejí příležitosti pro nový růst a vývoj. Obnova vegetace po požáru se řadí fáze sekundární sukcese, obvykle začíná kolonizací spáleniště pionýrskými druhy, které jsou schopné růst v drsných podmínkách s vysokými teplotami, málo živinami a nedostatkem vody (Hanes, 1971).

Jak pionýrské druhy rostou, mění podmínky v ekosystému, a tím se ekosystém stává příznivějším pro usazování dalších druhů (Prach & Hobbs, 2008). To je vhodné pro středně sukcesní druhy, což jsou obvykle větší, pomaleji rostoucí rostliny, které vyžadují stabilnější a příznivější podmínky než pionýrské druhy (Rutherford et al., 2011a).

S pokračující obnovou ekosystému pokračuje růst a dospívání středně sukcesních druhů, které vytvářejí ještě stabilnější a příznivější podmínky pro usazování dalších druhů (Prach & Walker, 2011). To vede k usazení pozdně sukcesních druhů, které jsou obvykle největšími, nejpomaleji rostoucími a nejdéle žijícími druhy v ekosystému. Pozdně sukcesní druhy vyžadují mnoho živin a nejsou příliš závislé na světle (Fierer et al., 2010).

Finálním stádiem sukcese je klimax. V ekologické sukcesi se klimaxem označuje soběstačné společenstvo rostlin a živočichů, které zůstává stabilní a neměnné, dokud není narušeno významnou změnou prostředí nebo disturbancí (Rutherford et al., 2011b). Ekosystémy mohou vykazovat různé formy stability a změn, přičemž některé ekosystémy přecházejí mezi střídavými stavy nebo vykazují cyklické změny v průběhu času (Burkhard et al., 2011). Jednotlivé fáze sukcese po požáru na časové lince jsou zjednodušeně zobrazeny na obrázku č. 1.



Obrázek 1. 4 fáze sukcese v lese po požáru (<https://www.britannica.com/science/ecological-disturbance/Characteristics-of-disturbance-and-recovery>).

Ekologická sukcese po požáru je přirozeným a důležitým procesem pro obnovu ekosystému. S klimaxem přichází stádium, kdy druhy rostou pomaleji, protože vysoké stromy zabraňují přísunu dostatku světla pro nižší druhy (Řehouňková & Prach, 2010).

3.1.2 Výzkumy založené na sukcesi

V současné době vzniká mnoho článků zabývajících se jak primární, tak sekundární sukcesí v lesních ekosystémech po různých typech disturbancí. Půdní mikroorganismy hrají důležitou roli v růstu rostlin, jejich složení a funkce se během sukcese mění (Sun et al., 2023).

Na území národního parku Yellowstone vznikly studie zaměřené na sekundární sukcesi po požáru. Výzkumy pojednávají o ekologických dopadech požárů v Yellowstone národním parku v roce 1988, zkoumají krátkodobé a dlouhodobé dopady požárů na ekosystém parku, včetně vegetace, volně žijících živočichů a půdních procesů (Romme et al., 2011; Turner et al., 1994). Výrok, že heterogenita je důležitou charakteristikou zdravých ekosystémů a že disturbance, jako je požár, mohou hrát důležitou roli při vytváření a udržování heterogenity potvrzuje studie od Turnera a spol. z r. 1997. Ty také na základě údajů z leteckého snímkování a pozemních průzkumů ukazují, že požáry v roce 1988 dramaticky zvýšily heterogenitu krajiny v parku. Požáry vytvořily mozaiku různých typů vegetace a sukcesních stadií, která poskytla životní prostředí široké škále rostlinných a živočišných druhů.

Dále probíhá mnoho výzkumů zaměřených na primární i sekundární sukcesi po celém světě. Ze studií od A. Rodriguése z r. 2005 a T. Hanese z r. 1971 vychází, že rostliny s nižším stupněm regenerace jsou ovlivněny disturbancemi jako je eroze či zhutnění půdy a také zdůrazňují význam disturbancí, jako je požár. Jsou důležité pro podporu ekologické rozmanitosti a udržení struktury a funkce ekosystémů. Bez pravidelných disturbancí, jako je požár, mohou ekosystémy zarůst či ztratit svou ekologickou odolnost (Hanes, 1971).

Sukcese je hojně pozorovaná i v České republice především v oblastech písčinych lomů, které byly ponechané sukcesi. Lidská činnost zde vytvořila nové ekosystémy, které jsou zajímavé pro sledování vývoje vegetace. Tímto tématem se zabývá studie od autorů Řehouňková, Prach z roku 2010. Studie sleduje vývoj výskytu nových druhů na území výsypek v Karlovarském kraji. Na místech zasažených disturbancemi bylo objeveno 8 nových typů vegetace, které se nevyskytují v okolí výsypek.

3.2 Dlouhodobé změny vegetace na základě dat Landsat

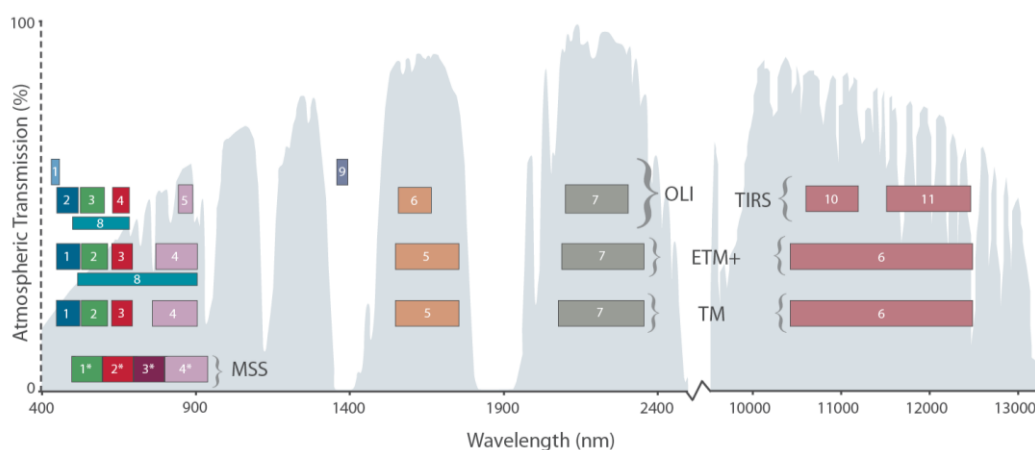
Landsat je řada družic pro pozorování Země, které společně spravují NASA a United States Geological Survey (USGS). Data z řady družic Landsat jsou široce využívána ke sledování a mapování vegetačního pokryvu, zjišťování změn ve využití půdy a půdního pokryvu a zaznamenávání dopadů přírodních disturbancí či disturbancí zapříčiněnými lidskou činností, kterými jsou požáry, sucha, povodně, změna krajinného pokryvu (Dara et al., 2018).

Série 9 družic byla započata roku 1972, nejvýznamnější se stal Landsat 5, jelikož je nejdéle operující družicí, fungoval od svého vypuštění v roce 1984 do roku 2013. Tato družice nesla multispektrální sensor Thematic mapper (TM), který poskytoval 7 spektrálních pásem s prostorovým rozlišením 30 metrů pro většinu pásem a 120 metrů pro termální pásmo (Wulder et al., 2016).

V současné době jsou provozu dvě družice z řad Landsat, konkrétně Landsat 8 a Landsat 9. Landsat 8 byl vypuštěn v roce 2013 a nese dva senzory: operační pozemní zobrazovač (OLI) a termální infračervený senzor (TIRS). Senzor OLI má devět spektrálních pásem s prostorovým rozlišením 30 metrů a 15 metrů pro panchromatické pásmo (Roy et al., 2014). Senzor TIRS poskytuje dvě termální pásma s prostorovým rozlišením 100 metrů. Nejnovější družice Landsat 9 byla vypuštěna v září 2021, nese

také senzory OLI a TIRS se stejnými specifikacemi jako u družice Landsat 8, navazuje sběrem globálních dat s vysokou kvalitou (Landsat Missions | U.S. Geological Survey, 2023).

Multispektrální snímky jsou založené na kombinaci vlnových délek, na obrázku č. 2 jsou patrné všechna pásma družic Landsat (Wulder et al., 2016). Viditelné spektrum se pohybuje v rozmezí 0.45- 0.69 μm , kde je modrá 0.45-0.52 μm , zelená 0.52-0.60 μm a červená 0.63-0.69 μm . Dalšími spektry vlnových délek, které se používají k počítání vegetačních indexů je blízké infračervené spektrum (NIR) ve vlnových délkách 0.76-0.90 μm a blízké krátkovlnné infračervené spektrum (SWIR) v rozsahu 1.55-2.35 μm (Woodcock et al., 2001).



Obrázek 2. Spektrální pásma pro senzory TM a ETM+ nacházející se na družici Landsat 5 a 7, OLI a TIRS na družici Landsat 8 (Technical Details | Landsat Science, 2023).

Jelikož jsou data z družic Landsat dostupná více než 50 let, máme k dispozici dlouhé časové řady. Dlouhodobé změny vegetace založené na datech Landsat, byly intenzivně studovány v mnoha odlišných ekosystémech po celém světě (Masek et al., 2008). Dlouhodobý záznam dat Landsat poskytuje jedinečnou příležitost sledovat změny vegetace v čase a zkoumat dopady environmentálních faktorů, jako jsou změny klimatu. Pomáhají k lepšímu porozumění dynamiky a odolnosti ekosystémů vůči změnám prostředí (Kato et al., 2020).

Pro vytváření dlouhodobých časových řad je velmi důležitá návaznost mezi senzory jednotlivých družic Landsat, jinak by mohlo dojít ke zkreslení dat (Roy et al., 2016). Z výzkumu zaměřeného na rozdíly a kontinuitu Landsat senzorů od J. Vogelmana et al., 2016 vyplývá, že porovnatelnost spektrálních charakteristik mezi družicemi

Landsat je dostačující i přes vývoj jednotlivých senzorů. Dochází ke zkreslení mezi jednotlivými snímači, avšak dalšími výraznými faktory, které vytváří meziroční rozdíly jsou vlhkostní a atmosférické podmínky či fenologie rostlin.

Při analýze více snímků je doporučeno provést relativní korekci pro normalizaci hodnot. V současnosti se kvalita a dostupnost vysokoúrovňových produktů pro odrazivost povrchu stále zlepšuje. Landsat data jsou dostupná ve více úrovních. S každou úrovní jsou data více předzpracovaná, zahrnují atmosférické, geometrické či radiometrické korekce (Young et al., 2017).

Časové řady dat Landsat lze využít pro monitorování požárů na základě změn hodnot vegetačních indexů, teplotních změn a změn v odrazivosti povrchu (Viana-Soto et al., 2022). Pro hodnocení stavu vegetace po požárech se využívají vegetační indexy, jako NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), LAI (Leaf Area Index) nebo Burn ratio index. Z multispektrálních dat se pro mapování stavu vegetace využívají pásma viditelného spektra a NIR a SWIR spektra, které se kombinují pro zmíněné vegetační indexy. Z těchto dat lze sledovat dlouhodobé změny zdravotního stavu vegetace a identifikovat oblasti disturbancí (Nolè et al., 2022).

3.3 Hypotéza o spektrální variabilitě (SVH)

Jedná se o teorii používanou v ekologii, která byla navržena S. Palmerem v roce 2002 v práci „Quantitative tools for perfecting species lists“. SVH vychází z toho, že různé objekty nebo prvky odrážejí nebo vyzařují záření různých vlnových délek odlišně, a že tyto rozdíly lze zjistit a změřit pomocí technik dálkového průzkumu (Fokeng & Fogwe, 2022). Cílem Palmerovy studie je dosáhnout kompletní znalosti druhů na daném území. Jelikož jsou data z terénu většinou nekompletní, zvolili možnost využití DPZ.

Používá se k odhadům diverzity vegetace z multispektrálních snímků (Rocchini et al., 2004). Hypotéza byla testována pomocí dat z leteckých hyperspektrálních senzorů a multispektrálních družic, jako je MODIS, Landsat či QuickBird. Tyto studie ukázaly silnou závislost SVH na senzorech, což prokázalo porovnání prostorových měřítek, jako je prostorové rozlišení a rozsah snímků a spektrálních měřítek, kterými jsou počet pásem, radiometrické rozlišení, šířka pásem a pokrytý spektrální rozsah (Torresani et

al., 2019). Spektrální variabilita snímku souvisí s heterogenitou prostředí a mohla by být použita jako účinný ukazatel druhové rozmanitosti (Rocchini et al., 2010).

Spektrální variabilita je důležitá v řadě aplikací dálkového průzkumu, včetně mapování půdního pokryvu, analýzy vegetace a monitorování životního prostředí. Měřením spektrální variability různých prvků ze snímků lze identifikovat a rozlišovat různé typy vegetace, půdy, vody a dalších materiálů (Schmidtlein & Fassnacht, 2017). Ze spektrální variability v DPZ vychází křivky spektrální odrazivosti a spektrální signatury. Křivky spektrální odrazivosti popisují změny odrazivosti nebo zářivosti daného prvku v celém elektromagnetickém spektru a spektrální signatury jsou vzory odrazivosti nebo zářivosti, které jsou charakteristické pro jednotlivé objekty nebo prvky (Levin et al., 2007).

3.2 Požáry v Yellowstone

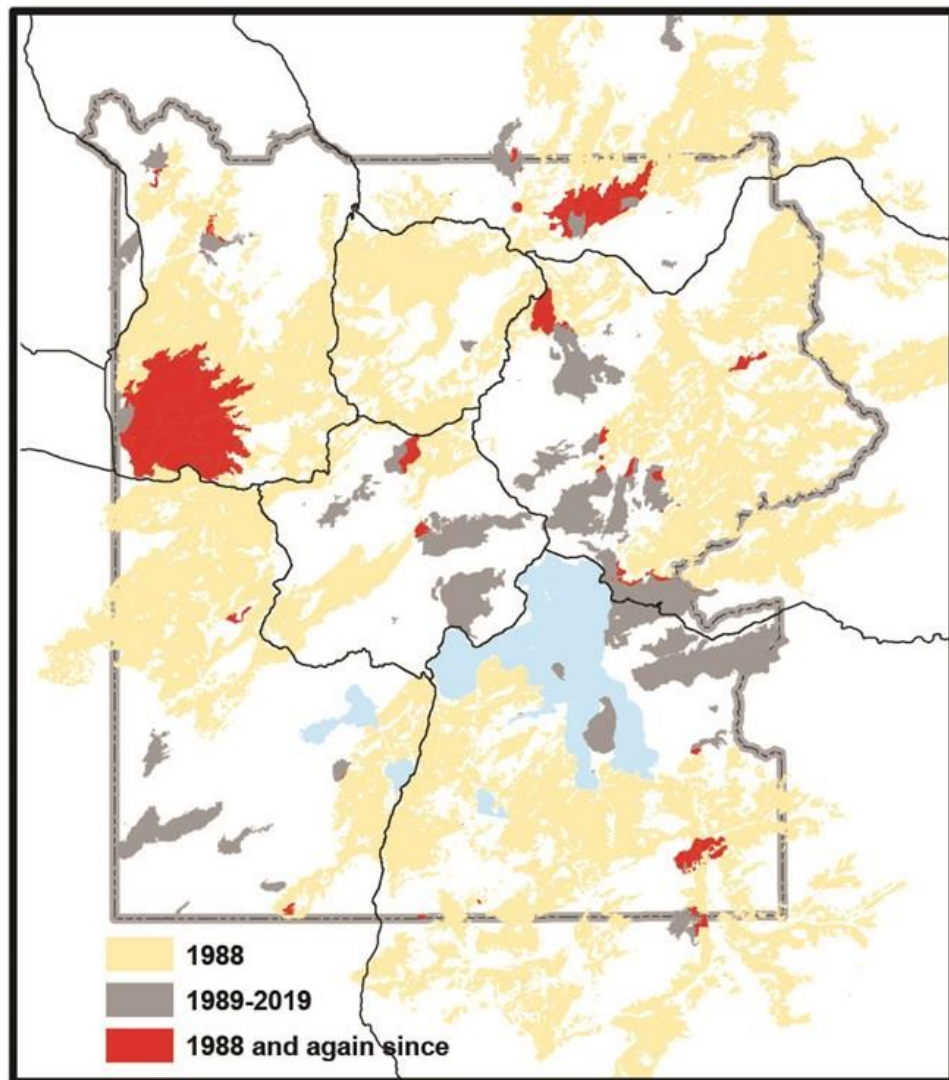
V roce 1988 proběhla série lesních požárů v Yellowstonském národním parku ve Spojených státech. Série požárů probíhala od června do září a řadí se k největším a nejrozsáhlejším požárům v historii národního parku. Požáry byly zapříčiněny kombinací extrémního sucha a nedostatkem srážek. Mnoho požárů bylo důsledkem blesků a velký vliv měl i silný vítr, který pomohl šířit požár rychleji. Není vyloučeno, že některé požáry byly způsobeny turisty (Yellowstone National Park (U.S. National Park Service), 2023). Požáry jsou pro Yellowstonský park přirozené, a proto byly z počátku ponechány bez výrazného zásahu. Ale jelikož nepřišly každoroční srážky, oheň se velice rychle rozšířil a stal se největší sérií lesních požárů v historii Yellowstonského národního parku (Romme et al., 2011). Na obrázku č. 3 je zobrazený požár, který hořel s vysokou intenzitou a rychlým šířením. Tento rozsáhlý a rychle se šířící požár vytváří výrazná oblaka kouře, která přitahují pozornost veřejnosti. Při požárech bylo spáleno více než 321 000 hektarů půdy, které se rovnají 36 % celkové rozlohy parku (Turner et al., 2003).



Obrázek 3. Extrémní příklad požáru z roku 1988 (Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service), 2023).

V Yellowstonu hoří pravidelně v menších intenzitách, další podobně rozsáhlý požár propukl v roce 2016. V Yellowstonském parku je přirozená protipožární politika, která je vhodná pro divoké oblasti, platí zde pouze běžné restriktce pro turisty (Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service), 2023). Na obrázku č. 4 je znázorněn rozsah požárů mezi lety 1988 až 2019. Z obrázku je patrný rozsah velkého požáru z roku 1988 a jsou zde také znázorněny lokality, kde se požár od této doby opakoval. V současné době je aktivita požárů nízká.

Tyto lokality jsou zajímavé pro další výzkum pro ověření hypotézy o spektrální variabilitě. Početnost druhů po častých požárech může být nižší, jelikož na území jsou intervaly mezi požáry velice krátké (Schoennagel et al., 2004).



Obrázek 4. Rozsah požárů na území parku od roku 1988 do roku 2019 (Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service), 2023).

Požáry měly i pozitivní ekologické důsledky. Například došlo k odstranění velkého množství odumřelé a suché vegetace, která byla nahromaděná v důsledku dlouholetého potlačování požárů (Kiel & Turner, 2022). Vzniklo zde více volných ploch vhodných pro nový růst vegetace, a také zde vzniklo nové prostředí pro volně žijící zvířata. Požáry vedly k vyšší biodiverzitě v celém parku a park se stal více ekologicky odolným ekosystémem (Schoennagel et al., 2004).

3.3.1 Využití DPZ na území parku

Různé intenzity požáru vytvořily v krajině mozaiku složenou z odlišných prostředí, a tím poskytly ideální příležitost ke studiu vlivů požáru na krajinu a vývoje ekosystému. Ke zlepšení efektivity výzkumů zasažených lokalit se začala využívat v té době nová technologie dálkového průzkumu Země (DPZ) (Turner et al., 1994). Je vhodné využít DPZ na pozorování vývoje obnovy vegetace v Yellowstonském parku po hlavním požáru v roce 1988. Použitím časové řady z družice Landsat bylo dosaženo výsledků, které potvrdily, že obnovu vegetace ovlivňuje několik faktorů včetně závažnosti požáru, vegetačního pokryvu a topografie (Turner et al., 1997).

Studie *Twenty Years After the 1988 Yellowstone Fires: Lessons About Disturbance and Ecosystems* od R. W. Boyce porovnávala vývoj jednotlivých lokalit na základě závažnosti požáru v daném místě s využitím dat družice Landsat. Ekosystém se po velkém požáru úspěšně obnovil pouze s malým zásahem lidské činnosti. Dobře zdokumentovaný průběh sukcese pomáhá porozumět dynamice ekosystému a je cenným příkladem pro budoucí výzkumy krajinné ekologie v Yellowstonském parku.

3.4 Vegetační indexy v analýze dlouhodobých změn vegetace

3.4.1 NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

NDVI je nejpoužívanějším vegetačním indexem v dálkovém průzkumu Země. Jedná se o index, který se používá při analýzách zaměřených na dlouhodobé změny vegetace. Poskytuje údaj o intenzitě zelené vegetace v dané oblasti (Madonsela et al., 2017). NDVI se vypočítává z poměru pásma NIR a pásma červeného světla viditelného spektra (R), které získáme z multispektrálních senzorů umístěných na družicích. Údaje z toho indexu lze využít k odhadu hustoty vegetačního krytu, fotosyntetické aktivity a produkce biomasy (Tucker, 1979). Variabilita NDVI souvisí s druhovou rozmanitostí, je vhodná ke kvantifikaci biomasy ekosystému. Předpokladem je, že malá variabilita v odrazivosti různých druhů vegetaceurčí typické hodnoty pro konkrétní dřeviny (Parviainen et al., 2010). Výsledné hodnoty NDVI se pohybují od -1 do 1, kde vyšší hodnoty znamenají větší hustotu a produktivitu vegetace.

NDVI se počítá pomocí tohoto vzorce:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

Použitím NDVI v časových řadách je možné sledovat a analyzovat dynamiku a změny vegetace v dlouhých časových obdobích (Oindo & Skidmore, 2002). Porovnáním hodnot NDVI z různých časových období lze vyhodnotit změny vegetačního pokryvu, produktivity a zdravotního stavu, a lze také posoudit vliv různých faktorů, jako jsou klimatické změny, využití půdy a jakékoliv disturbance (Fokeng & Fogwe, 2022).

Data NDVI se využívají pro pozorování dlouhodobých změn vegetace v mnoha oblastech po celém světě. Například v oblasti jižní náhorní plošiny Bui v Kamerunu. Zde vznikla studie zaměřená na kombinaci časových řad z dat NDVI a statistických metod k vyhodnocení vlivu proměnlivosti srážek na degradaci vegetace. Výsledky za posledních 30 let prokázaly výrazný pokles produktivity vegetace, která souvisí s proměnlivostí klimatu (Fokeng & Fogwe, 2022).

Další využití NDVI je například v lokalitách zasažených požáry. Na toto téma se zaměřil Viana-Soto et al. v r. 2022 na Pyrenejském poloostrově v lesích zasažených požáry v roce 1994. Stejnou tematikou se zabývali Bright et al. v r. 2019 na území Severní Ameriky. Z těchto výzkumů vychází, že lze za využití NDVI sledovat obnovu krajiny po požáru a zjistit dobu trvání obnovy vegetace po požáru.

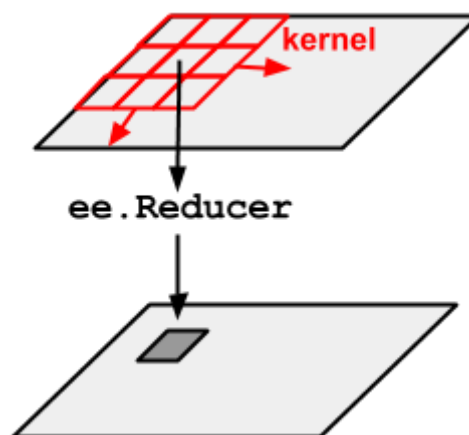
3.4.2 Směrodatná odchylka NDVI

Směrodatná odchylka (také jako STD) NDVI je statistické měření vhodné pro získání informací o variabilitě růstu a produktivity vegetace na území za dané časové období. Jedná se o texturní index využívaný v analýzách ke zjištění prostorové a časové heterogenity vegetace nebo k posouzení platnosti vegetačních modelů (Hall-Beyer, 2012). Nízká hodnota naznačuje homogenní plochy bez výrazných změn, může se jednat o plochy narušené disturbancí či o zdravý porost (Davi et al., 2006).

Měřítko analýz

Při zpracování směrodatné odchylky se využívá jádro (též známé jako kernel). Jedná se o matici (viz obrázek č. 5) nebo pole čísel, které se aplikuje na jeden či více snímků

za účelem provedení určité operace, jako je vyhlazení, zostření nebo detekce hran. Volba velikosti jádra, pro výpočet směrodatné odchyly NDVI závisí na prostorovém rozlišení použitých družicových datech a na pozorovaném jevu (Q. Wang et al., 2023).



Obrázek 5. Zobrazení jádra v procesu směrodatné odchyly NDVI (Statistics of Image Neighborhoods, 2023).

Zvolení větší velikost jádra vede k hladšímu povrchu směrodatné odchyly a snižuje vliv variability malého měřítka v datech NDVI. Větší velikost jádra často vede k velkému “zhlazení“ a důležité údaje mohou být skryty (Sharma et al., 2022). U menší velikost jádra je zachyceno více variability v detailním prostorovém měřítku, ale zde dochází k častému šumu nebo vznikají odlehlé hodnoty. Směrodatná odchylyka je velmi citlivá na změny a přechody mezi krajinným pokryvem, proto dochází ke zvýrazňování hran, zejména při menším kernelu (Hall-Beyer, 2012).

Pro výpočet směrodatné odchyly NDVI z dat DPZ se středním až vysokým prostorovým rozlišením, jako je Landsat nebo Sentinel-2, se často používá velikost jádra 3x3 nebo 5x5 pixelů. Velikost jádra závisí na konkrétních datech a zkoumané lokalitě, optimální velikost jádra proto může být i 7x7 nebo 9x9 pixelů (Q. Wang et al., 2023).

Kromě směrodatné odchyly NDVI se pro hodnocení růstu a stavu vegetace používá také další metriky založené na NDVI, například průměr, maximum a sezónní dynamika. Volba vhodného statistického měření závisí na použitých datech a na předpokládaném cíli analýzy (Rocchini et al., 2021). Dále je pro měření spektrální

variability využívaný Shannonův index, který vyjadřuje míru entropie a vychází z absolutních četností hodnot nebo Rao's Q index, který bere navíc v úvahu rozdíly mezi hodnotami (Rocchini et al., 2017). Metriky udávají rozdíly v oknech vybraného rozlišení.

3.4.3 LAI (Leaf area index)

V dálkovém průzkumu Země je index listové plochy (LAI) definovaný jako množství listové plochy na jednotku plochy. Často se používá k hodnocení stavu, fotosyntetické aktivity a produktivity vegetace (Curran, 1983). LAI se mění v závislosti na klimatických podmínkách a vegetačních typech. Znalost vývoje LAI je klíčová pro přesné odhadování produkce rostlin a pro monitorování stavu biosféry Země (Bendavid et al., 2023).

K vypočítání LAI se používají pásma NIR, SWIR a červené pásmo z viditelného spektra získaná z multispektrálních snímačů. Často je vypočítán s pomocí indexu NDVI s přidáním pásma SWIR, který NDVI neobsahuje (Zheng & Moskal, 2009).

LAI je možné využít na pozorování zájmových lokalit, které byly postiženy požárem. Synergetickému vztahu mezi požáry, podílem vegetace a indexu listové plochy (LAI) na území Sierra Nevady a Klamathských hor v Kalifornii se věnovala studie od Shrestha et al. z r. 2022. Autoři zkoumali vztah mezi těmito faktory pomocí satelitních dat a objevili konzistentní vzorec sníženého LAI v prvním roce po požáru, po kterém následovalo postupné zotavení během následujících 25 let. Rychlost obnovy se mezi jednotlivými typy lesa lišila.

Index byl využit na lokalitách zasažených požáry i na území sibiřských modřínových boreálních lesů ve výzkumu od Bendavid et al. z roku 2023. Z tohoto výzkumu vychází, že vysoké keře kompenzují snížený LAI stromů v lese po požáru a v porostech s nižší hustotou a vytvářejí korunu s konzistentním kombinovaným LAI stromů a keřů napříč gradientem hustoty.

4. Metodika

4.1 Zájmové lokality

Zájmové lokality se nachází v národním parku Yellowstone, který se rozkládá na území amerických států Wyoming, Montana a Idaho. Na obrázku č. 6 je zobrazené umístění Yellowstonského národního parku. Tuto lokalitu jsem zvolila z důvodů častých požárů, které vedou k přirozené sukcesi na území parku. Od velkého požáru v roce 1988 zde kontinuálně probíhají další menší požáry. To zde vytváří unikátní mozaiku krajinných pokryvů.

V parku se nachází mnoho lokalit s odlišným stádiem přirozené sukcese. Nachází se zde lokality s častými požáry, které probíhaly různě dlouhých intervalech, nebo lokality, které po zásahu velkým požárem v roce 1988, zůstaly téměř 40 let bez disturbancí. Území s takto rozmanitou mozaikou vegetace je tedy vhodné pro pozorování vývoje spektrální variability. Na tomto území lze ověřit platnost SVH a porovnat výsledky pro území s různými stupni sukcese.



Obrázek 6. Poloha Yellowstonského národního parku (Yellowstone National Park | Natural World Heritage Sites, 2023).

4.2 Vstupní data

4.2.1 Družicové snímky

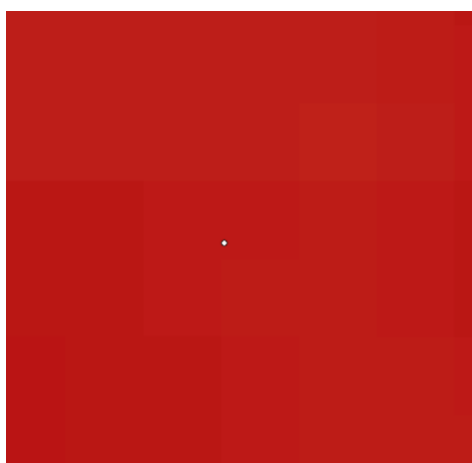
K analýze pro porovnání vývoj spektrální variability lokalit jsem zvolila multispektrální data z více družic skupiny Landsat. Jedná se o dlouhodobou časovou řadu, proto jsem zvolila družice Landsat, které na sebe navazují a poskytují snímky již z let před požárem. Pracovala jsem s kompozity mediánových snímků od roku 1987, pro každý rok ve vegetační sezóně od června do září. Snímky byly vybrány s ohledem na nízkou oblačnost, protože optické snímače mraky zaznamenávají a vysoká oblačnost snímky znehodnocuje. Jelikož je velmi složité složit mediánový kompozit ze snímků s nulovou oblačností, zvolila jsem hranici pro oblačnost 50 %. Rok 1988 jsem z analýzy vyřadila, protože dým z požárů může negativně ovlivnit výsledné snímky. Snímky od roku 1987 do roku 2011 pochází z družice Landsat 5. Od roku 2013 funguje družice Landsat 8 s novým senzorem OLI, která navazuje na Landsat 5, od toho roku jsou veškeré snímky z této nové družice. Rok 2012 jsem vyřadila z důvodu mezery při přechodu z družice Landsat 5 a Landsat 8, protože tento rok družicemi není pokrytý. Roky 1994, 1996, 2007, 2012 a 2014 z analýzy časového vývoje vynechala. Hodnoty z těchto let negativně ovlivňovaly výsledky, nesly chybu vysoké oblačnosti a kompozity byly složené z nízkého počtu snímků.

4.2.2 Vegetační indexy

Z mediánových kompozitů snímků v intervalu mezi lety 1987-2021 vyjma roku 1988 jsem v Google Earth Engine (GEE) vytvořila NDVI, jeho směrodatnou odchylku a LAI.

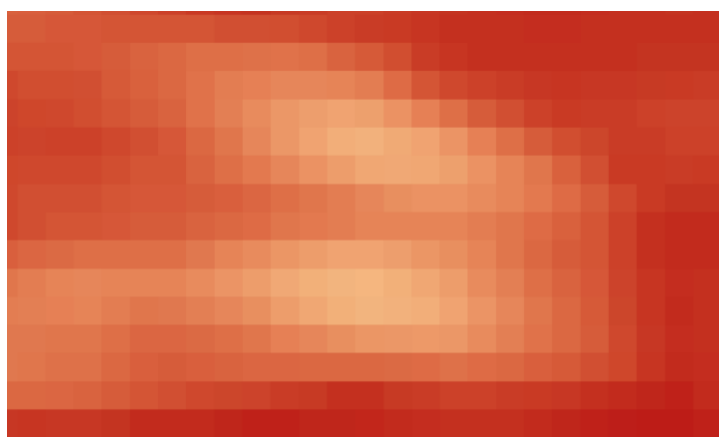
Směrodatnou odchylku NDVI jsem vytvořila ve čtyřech prostorových měřítkách, a to s velikostí pixelu 3x3, 5x5, 7x7 a 9x9. Zvolila jsem několik různých prostorových měřítkách, abych vybrala optimální prostorové měřítko, které je vhodné pro sledování vývoje spektrální variability na územích zasažených požáry. Protože na území Yellowstonekého národního parku je rozmanitá mozaika krajinného pokryvu, každé prostorové měřítko se může chovat odlišně, proto je zajímavé porovnat chování velikosti kernelů vůči rozmanité mozaice v parku.

Texturní indexy, mezi které patří směrodatná odchylka, zvýrazňují hrany, protože jsou nejvíce citlivé v místech přechodů mezi krajinným pokryvy. Nejvyšší hodnoty jsou tedy v heterogenních místech. Do výzkumu jsem vybírala nejnižší hodnoty směrodatné odchylky NDVI v roce po požáru, abych zajistila, že budou lokality homogenní spáleniště bez přeživší vegetace. Tím bude možné sledovat vegetaci od začátku vývoje. Vybrané body byly zvolené na homogenní ploše, která má všechny hodnoty čtverců stejné. Příklad homogenní plochy je na obrázku č. 7.



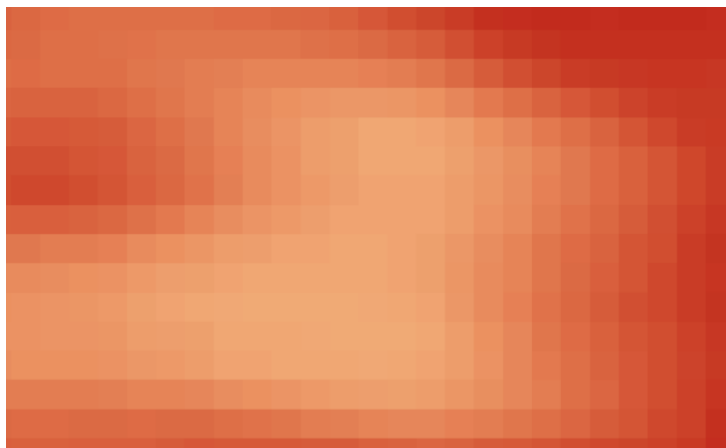
Obrázek 7. Vybraný bod na příkladu homogenní plochy ze směrodatné odchylky 3x3.

Na obrázku č. 8 je zobrazený příklad heterogenní plochy ze směrodatné odchylky NDVI z roku po požáru 1989. Nejtmaší místa znázorňují nejnižší hodnoty, tedy lokality s nejméně vegetací. Rozlišení 3x3 je velmi citlivé na změny mezi vegetačními pokryvy, jsou zde výrazné hrany.



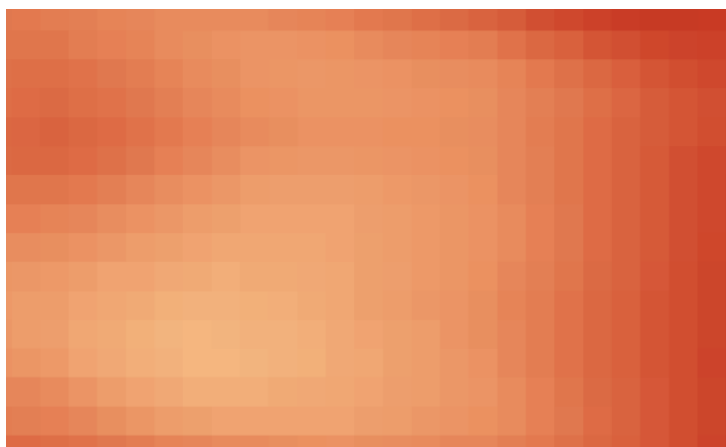
Obrázek 8. Příklad heterogenního místa ze směrodatné odchylky s rozlišením 3x3.

Další příklad je směrodatná odchylka NDV pro tentýž rok s rozlišením 5x5 (obrázek č. 9). Rozdíly mezi krajinnými pokryvy jsou zřetelné z výrazných hran.



Obrázek 9. Příklad heterogenního místa ze směrodatné odchylky s rozlišením 5x5.

Obrázek č. 10 zobrazuje příklad heterogenní plochy s rozlišením směrodatné odchylky 7x7. Lze zde pozorovat více uhlazený výsledek než u předešlých směrodatných odchylek.



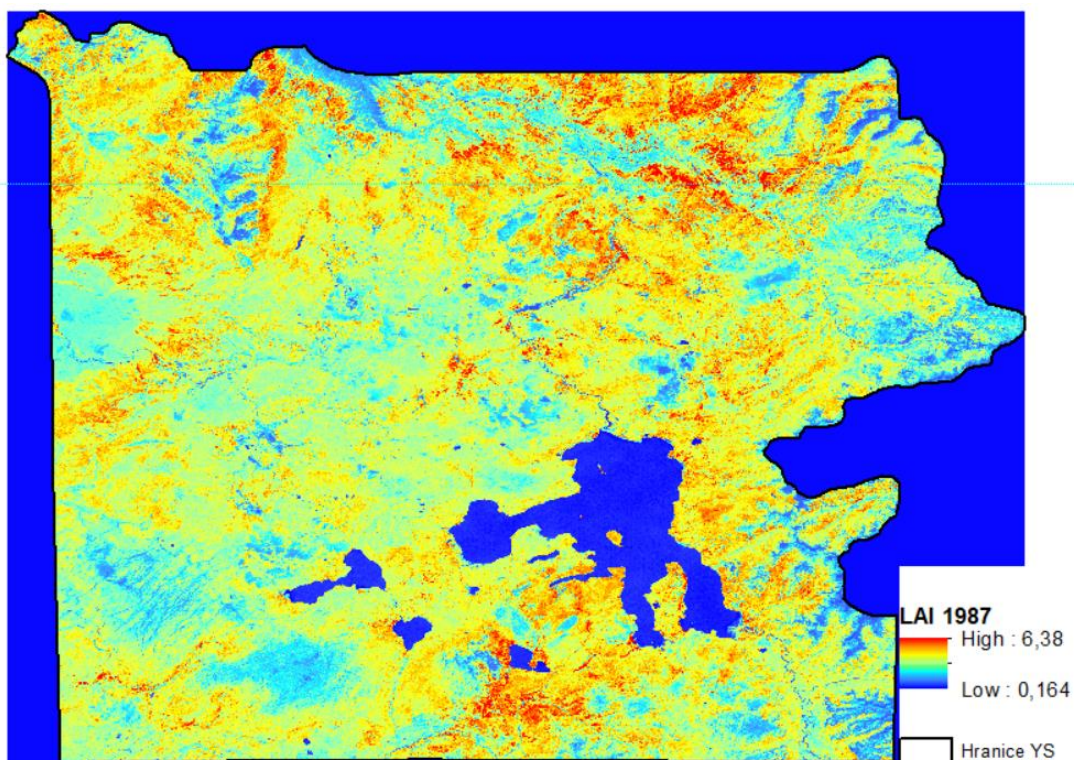
Obrázek 10. Příklad heterogenního místa ze směrodatné odchylky s rozlišením 7x7.

Na obrázku č. 11 je výřez pro rozlišení s největšími okny 9x9, výsledek je vyhlazený a nejsou zde znatelné všechny rozsahy hodnot jako na obrázku č. 8.



Obrázek 11. Příklad heterogenního místa ze směrodatné odchylky s rozlišením 9x9.

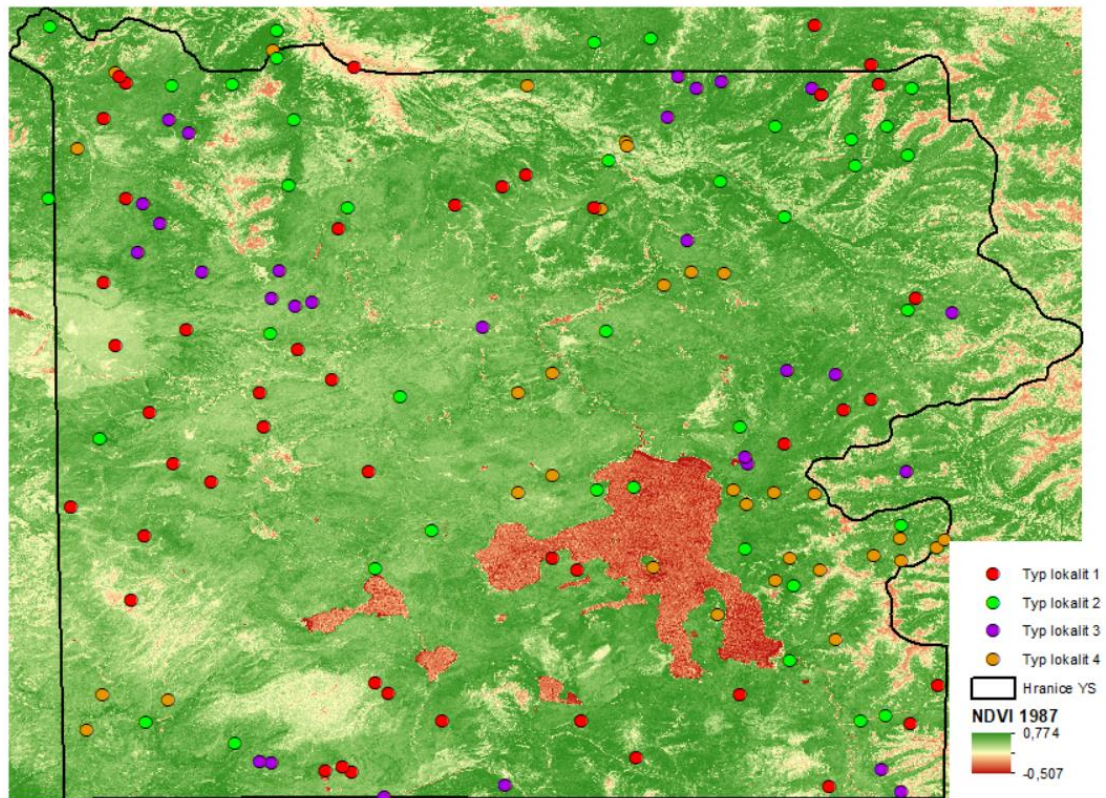
Index LAI jsem opět vytvořila za využití kompozitů dat Landsat v Google Earth Engine. S využitím již vytvořeného NDVI pomocí tohoto vzorce: $\exp(3.487 * NDVI - 0.623)$. Na obrázku č. 12 je LAI pro rok 1987, kde maximální hodnota LAI je 6,38.



Obrázek 12. LAI pro rok 1987.

4.2.3 Typy lokality

Nejprve jsem vybrala polohu zájmových lokalit podle míry postižení požárem. Tyto lokality jsem zvolila na základě jejich hodnot NDVI a na základě nejnižší hodnoty směrodatné odchylky NDVI. Nejnižší hodnotu směrodatné odchylky jsem vybírala tak, aby byly jednotlivé lokality na co nejvíce homogenním místě. Dále jsem lokality vybírala dle údajů o požárech z webových stránek Yellowstonekého národního parku. Jednotlivé body pro vybrané kategorie jsem vytvářela v programu ArcMap 10.7. Pro každý typ lokality jsem vybrala 30 až 50 vzorků, na obrázku č. 13 jsou zobrazeny v rámci snímku NDVI z roku 1987.



Obrázek 13. NDVI před požáry (1987) a umístění zájmových lokalit.

Prvním typem jsou lokality, které byly zasaženy požárem v roce 1988 a od té doby prochází sukcesí, požár se zde neopakoval. Tyto lokality byly nejvíce zasažené, ale jelikož se zde požár již neopakoval, lze zde předpokládat nárůst spektrální variability, a tedy ověřit platnost SVH. Tyto lokality jsou největším zájmem toho výzkumu.

Další lokality jsou v místech, které nebyly v pozorovaném období od roku 1987 do roku 2022 zasaženy požárem. Spektrální variabilita by zde měla být konstantní bez výrazných změn. Tato kategorie je důležitá pro porovnání vývoje spektrální variability zasažených oblastí od běžného stavu vegetace v parku.

Další dvě kategorie jsem zvolila k dalšímu pozorování vývoje spektrální variability po požáru, v obou lokalitách probíhaly menší a časté požáry. Typ lokalit č. 3 (z obrázku č. 8), zastupuje lokality, které byly po velkém požáru v roce 1988 zasaženy opakovanými požáry, zejména pak mezi lety 2002 a 2008. Jelikož tyto lokality byly zasaženy velkým požárem a následně dalšími menšími, je zde zajímavé pozorovat vývoj spektrální variability po takto menších disturbancích a to, zda lokality dosáhnou podobných hodnot jako místa, která byla od roku 1988 bez disturbancí. Lze předpokládat, že spektrální variabilita bude nižší než u první kategorie. Poslední vybrané lokality byly zasaženy pouze opakovanými požáry v letech 1991-2010. Tyto požáry byly menšího rozsahu, ale v kratších intervalech. Tyto lokality nebyly zasaženy velkým požárem v roce 1988, a tudíž lze předpokládat, že spektrální variabilita v těchto místech bude podobná jako v kategorii číslo 2. Na těchto dvou kategoriích lze ověřit, zda velký požár v roce 1988 významně ovlivnil vývoj vegetace s častými disturbancemi v dalších letech, a zda je mezi závažnostmi disturbancí výrazný rozdíl ve spektrální variabilitě.

4.3 Zpracování dat

Data vegetačních indexů jsem za pomoci funkce *Extract Mult Values to Points* získala pro dané lokality, a tím vznikla tabulka pro každý typ lokality s hodnotami vegetačních indexů. S těmito tabulkami jsem pracovala dále v programu RStudio s využitím programovacího jazyka R. Za pomoci R se dá pracovat s tabulkami a vytvářet grafy či statistické analýzy.

Z výsledků jsem vytvořila dlouhodobé časové řady k zobrazení vývoje spektrální variability a pro porovnání hodnot ze spektrálních indexů pro jednotlivé zájmové lokality.

Pro vizualizaci hodnot výsledků vegetačních indexů jsem zvolila prvně boxploty, které se používají ke grafickému zobrazení rozsahu hodnot a také zobrazují výsledný

medián hodnot pro každý rok. Zvolila jsem toto zobrazení především proto, že je vhodný k pozorování vývoje mediánových hodnot spektrální variability v každém roce. Také je z boxplotových grafů patrný vývoj rozsahu jednotlivých hodnot na lokalitách, a to určuje odlišnost vývoje sukcese mezi jednotlivými lokalitami v průběhu let.

Dále jsem data vizualizovala za pomoci bodových grafů s křivkou lineární regrese. Tyto grafy jsem využila k vizualizaci trendu spektrální variability pro roky po požáru, tedy od roku 1989. Lineární regresi jsem vytvořila i pro kratší časový interval pro porovnání růstu trendu v prvních 5 letech po požáru. Roky 1994, 1996, 2007, 2012 a 2014 mají velmi nízkou kvalitu dat, proto jsem je z analýz pro lineární regresi vynechala, aby výsledky nezatěžovaly chybou. K lineární regresi se váží parametry jako koeficient determinace, sklon a p-hodnota. Koeficient determinace (R^2) je statistická míra používaná ke zhodnocení kvality regresního modelu. Pohybuje se v rozmezí od 0 do 1, přičemž vyšší hodnoty znamenají lepší shodu. Konkrétně představuje podíl rozptylu závislé proměnné (y), který je v modelu vysvětlen nezávislou proměnnou (x). Dále p-hodnota, která udává, zda vztah pozorovaný ve vzorku je skutečným vztahem, nebo je způsoben pouze náhodou. Hodnota p menší než 0,05 se běžně používá jako hranice statistické významnosti, což znamená, že můžeme zamítnout nulovou hypotézu (tj. že neexistuje žádná skutečná závislost) a dojít k závěru, že mezi x a y existuje statisticky významná závislost. A koeficient beta (β) představuje sklon regresní přímky, který udává, jakou rychlostí se mění y při růstu x , tedy o kolik roste křivka každý rok. Může být kladný nebo záporný, je-li β kladný, znamená to, že s růstem x má tendenci růst i y , zatímco je-li β záporný, znamená to, že s růstem x má y tendenci klesat.

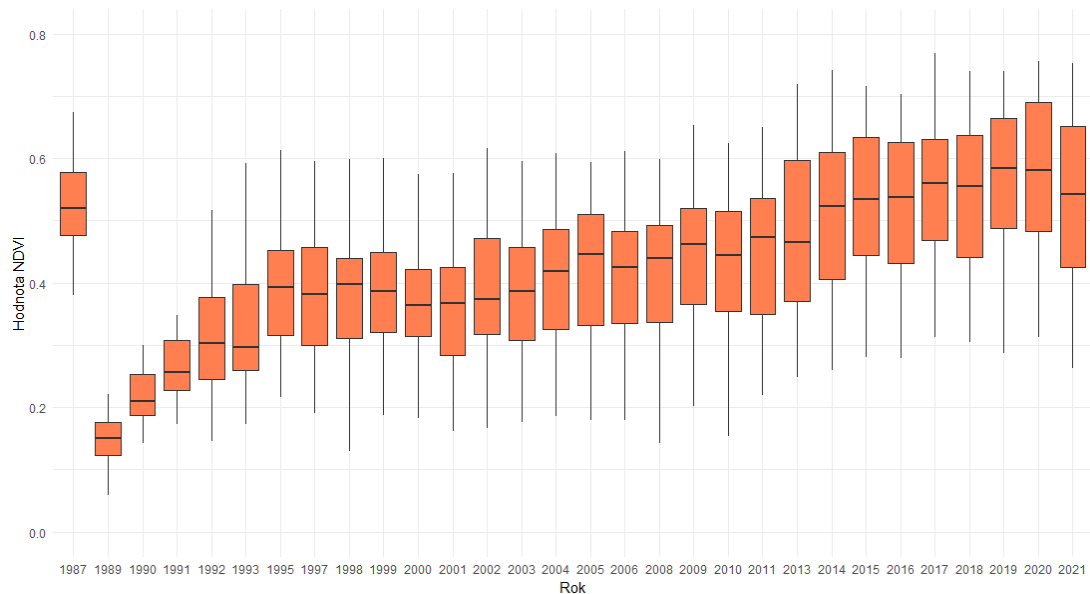
5. Výsledky

5.1. Lokality zasažené požárem v r. 1988

Použité indexy z mediánových snímků jsou NDVI, směrodatná odchylka NDVI a LAI pro lokalitu zasaženou požáru v r. 1988. Vytvořené grafy časových řad z těchto indexů jsou boxploty pro znázornění rozsahu hodnot jednotlivých roku a graf lineární regrese. Lineární regrese obsahuje vypočítané parametry, tedy koeficient determinace, sklon a p-hodnota.

5.1.1 NDVI po požáru v roce 1988

Na obrázku č. 14 je graficky znázorněna časová řada rozsahu hodnot spektrální variability na územích zasažených velkým požárem. Hodnoty se vyvíjí dle očekávání, po disturbanci jsou hodnoty velice nízké a následně narůstají, výrazný vzestup hodnot je především v prvních 5 letech. Rozdíl hodnot spektrální variability mezi rokem před požárem a rokem po požáru je velice znatelný.



Obrázek 14. Hodnoty NDVI pro místa zasažené požárem v r. 1988.

Stav vegetace dle NDVI se vyvíjí v rámci předpokladu SVH a hodnoty dosahují po 25 letech přibližně stejné mediánové hodnoty jako před požárem v roce 1987. Což lze ověřit z grafu lineární regrese hodnot NDVI, který je na obrázku číslo 15. Z grafu je znatelný rostoucí trend NDVI z toho vychází, že na lokalitě je zaznamenán růst

vegetace. Vývoj v čase je statisticky průkazný, v tomto případě je $p < 0.001$ a potvrzuje vztah mezi veličinami, zamítá nulovou hypotézu. Sklon křivky beta je 0,0762, to znamená, že se, při zachování všech ostatních podmínek, při každém zvýšení nezávislé proměnné o jednotku se závislá proměnná zvýší o 0,0762.

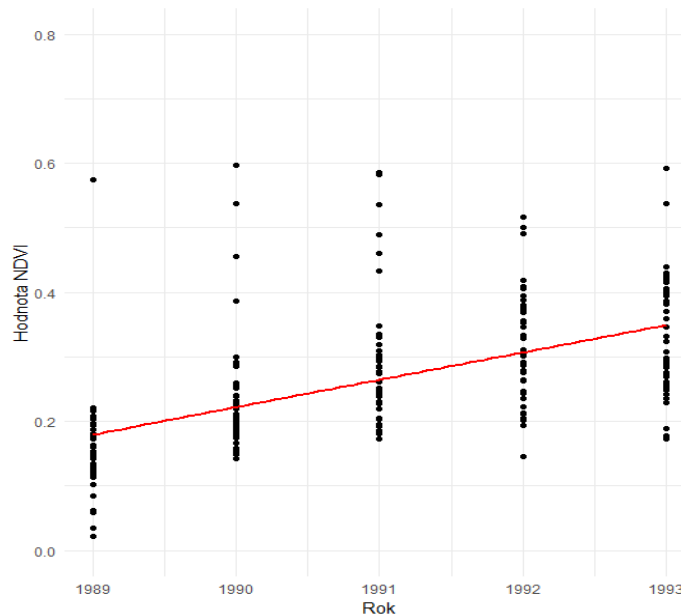


Obrázek 15. Graf lineární regrese pro NDVI od roku 1989. $R^2 = 0,283$, $\beta = 0,0762$ a $p < 0.001$.

Na obrázku č. 16 je interval prvních 5 let po zasažení požárem, protože z obrázku č. 11 vychází, že nejvyšší nárůst je v prvních 5 letech. Rychlý nárůst vegetace po požáru lze potvrdit z hodnot lineární regrese, kde je sklon Beta 0,42 a koeficient determinace 0,295.

Hodnoty NDVI zde dosahují nejvýraznějšího nárůstu, což znamená rychlý nárůst vegetace po požáru. Potvrzují to i výsledky lineární regrese, přičemž β je 0,42 a koeficient detrminance je 0,295. P-hodnota je velmi nízká, což znamená, že sledované údaje jsou vysoce statisticky významné.

Z těchto výsledků vychází, že na lokalitě po požáru došlo k nárůstu vegetace. Nejvýraznější nárůst byl v prvních 5 letech a poté docházelo k mírnějšímu nárůstu.



Obrázek 16. Hodnoty NDVI v intervalu prvních 5 let po požáru. $R^2 = 0,295$, $\beta = 0,424$, $p < 0.001$.

Porovnání, zda hodnoty NDVI po požáru dosáhly stejných hodnot jako před požárem v roce 1987, proběhlo pomocí Wilcoxonova neparametrického testu. V případě Wilcoxonova testu představuje testovací statistika W součet pořadí přiřazených hodnotám v jedné ze srovnávaných skupin. Měří, zda se rozdělení hodnot v jedné skupině významně liší od rozdělení hodnot v jiné skupině. Dle grafu na obrázku č. 12 roky 2013 a 2015 dosahují srovnatelných hodnot jako rok před požárem 1987.

Porovnání let 1987 a 2013 Wilcoxonovým testem je v tabulce č. 1, zde dosahuje hodnoty W 1288, což udává míru odlišnosti rozdělení obou skupin. Hodnota p -testu je 0,07301, je vyšší než hladina významnosti 0,05, což znamená, že neexistuje dostatek důkazů pro zamítnutí nulové hypotézy, že mezi oběma skupinami není rozdíl a spektrální variabilita v roce 2013 nedosahuje původních hodnot. Ovšem u srovnání s rokem 2015 dochází k hodnotě W 1051 a p -hodnota je 0,96, to znamená, že mezi oběma srovnávanými skupinami není významný rozdíl. Nezamítá nulovou hypotézu, protože neexistuje dostatek důkazů, které dokazují, že mají obě skupiny rozdílné hodnoty mediánu.

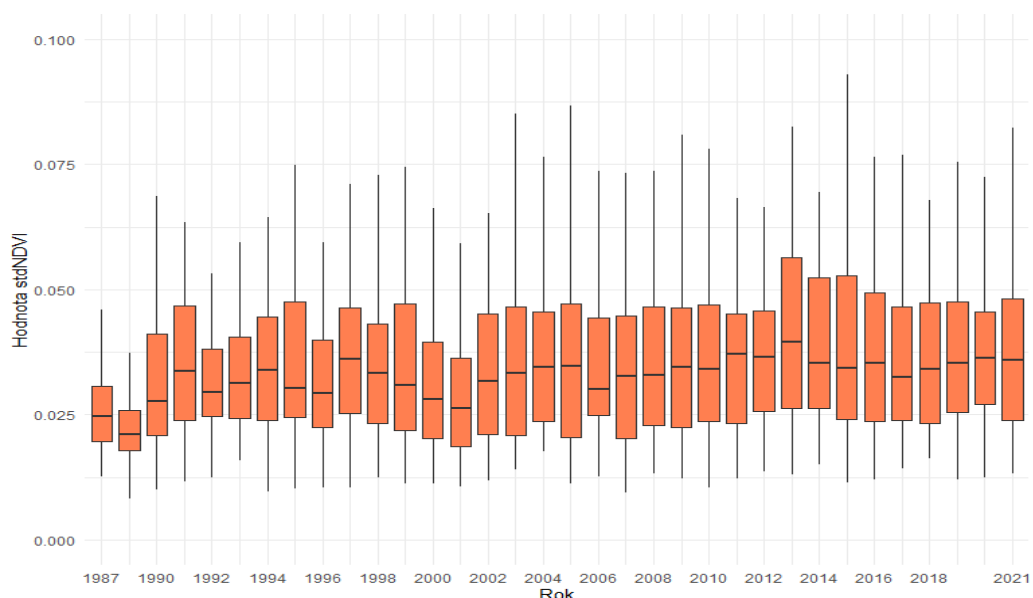
Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p.value	Alternative.hypothesis
1987 vs 2013	1288	0.073	true location shift is not equal to 0
1987 vs 2015	1051	0.96	true location shift is not equal to 0

Tabulka 1. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

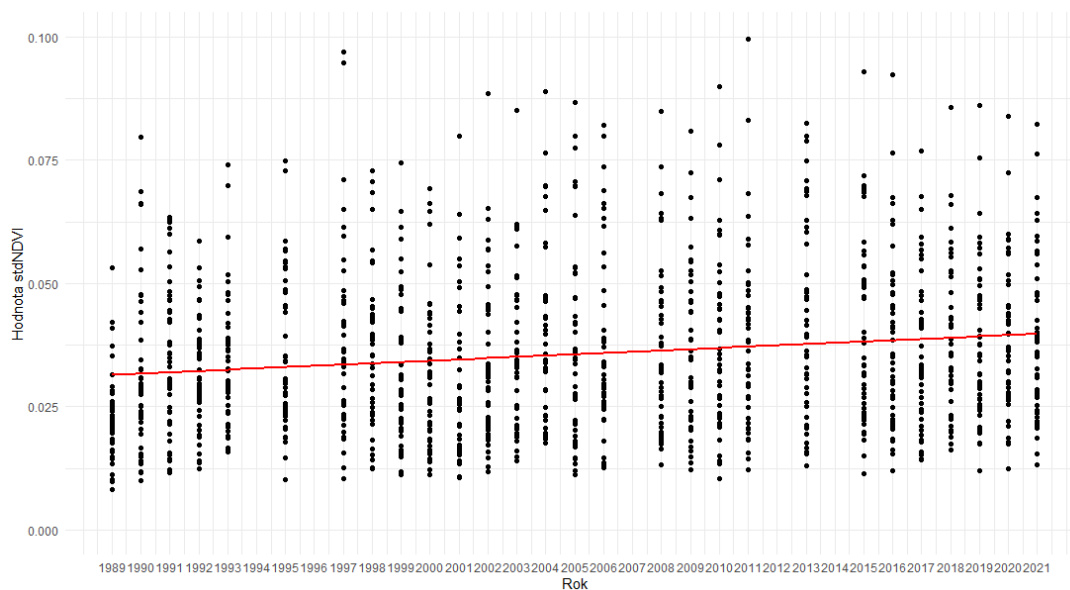
5.1.2 Směrodatná odchylka NDVI

Z hodnot NDVI na obrázku č.14 je patrné, že spektrální variabilita v lokalitách zasažených požárem v roce 1988 roste nejvíce v prvních pěti letech. Porovnání 4 velikostí oken na stejného území z texturního indexu směrodatné odchylky NDVI hodnotí vhodnost různých rozlišení na rozmanitou vegetační mozaiku.

Rozsah hodnot na obrázku č. 17 a lineární regrese na obrázku č.18 jsou pro STD v rozlišení 3x3. Toto rozlišení je velmi citlivé a pro tuto analýzu není dostatečně vhodné. Přestože má regresní křivka rostoucí trend, jedná se o nepřesný výsledek s nízkými hodnotami, které by dle předpokladu měly dosahovat vyšších hodnot. Pro další lokality není do analýzy zahrnuto.



Obrázek 17. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 3x3.



Obrázek 18. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 3x3, $R^2 = 0,025$, $\beta = 0.0002863$ a $p < 0.001$.

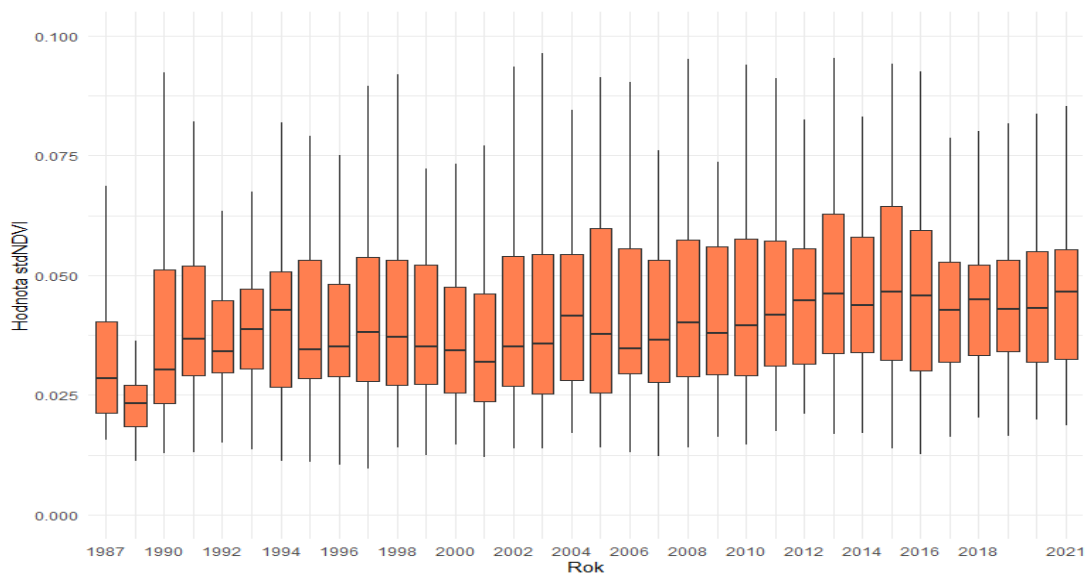
Zda lokality po požáru dosáhly hodnot před požárem ukazuje tabulka č. 2 s Wilcoxonovým testem. W je součet hodnotí přiřazených pozorování v obou výběrech. Rok 1990 s p -hodnotou 0,34, kde nulová hypotéza testu zní, že mezi oběma skupinami není rozdíl, zatímco alternativní hypotéza zní, že rozdíl existuje. Protože p -hodnota je větší než hladina významnosti 0,05, není dostatečný důkaz pro zamítnutí nulové hypotézy. Nelze říci, že mezi oběma skupinami existuje významný rozdíl v hodnotách. To znamená že hodnoty v roce 1990 dosahují blízkých hodnot jako v roce 1987.

Pro rok 1991 je p -hodnota 0,013 tedy menší než 0,005. Lze říci, že obě skupiny mají významně odlišné hodnoty a existuje mezi nimi statistický rozdíl.

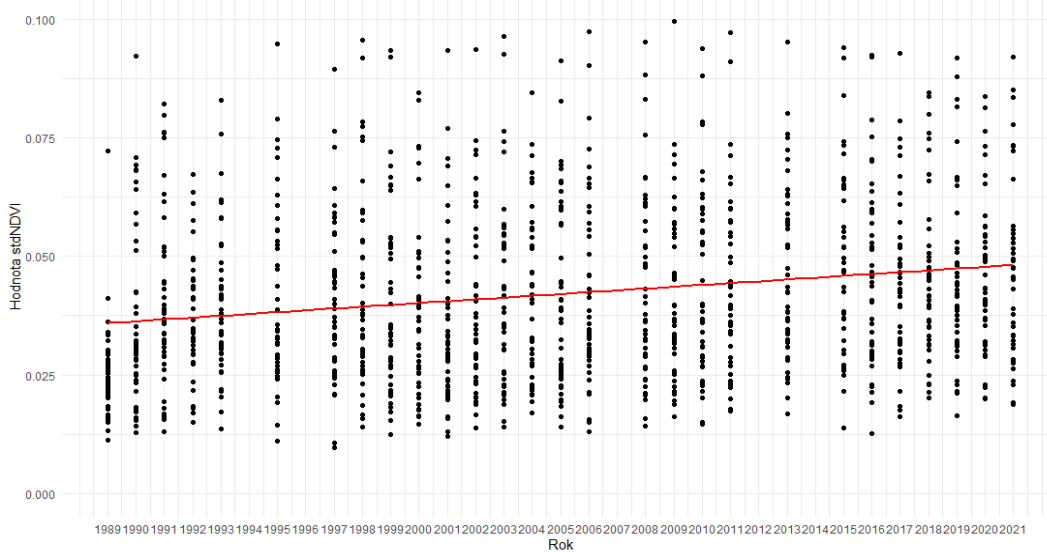
Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p-hodnota	Alternativní hypotéza
1987 vs 1990	935	0.3404	true location shift is not equal to 0
1987 vs 1991	742	0.01326	true location shift is not equal to 0

Tabulka 2. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

Rozsah hodnot na obrázku č. 19 a graf lineární regrese na obrázku č. 20 jsou pro hodnoty STD s velikostí jader 5x5, která pro tyto lokality funguje podobně, jako předchozí rozlišení. Avšak roustoucí trend je mírně větší s koeficientem determinace 0,043. Z toho vychází, že s rostoucí velikostí jader jsou výsledné hodnoty lineární regrese vyšší.



Obrázek 19. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 5x5



Obrázek 20. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 5x5, $R^2 = 0,0368$, $\beta = 0,00041$ a $p < 0.001$.

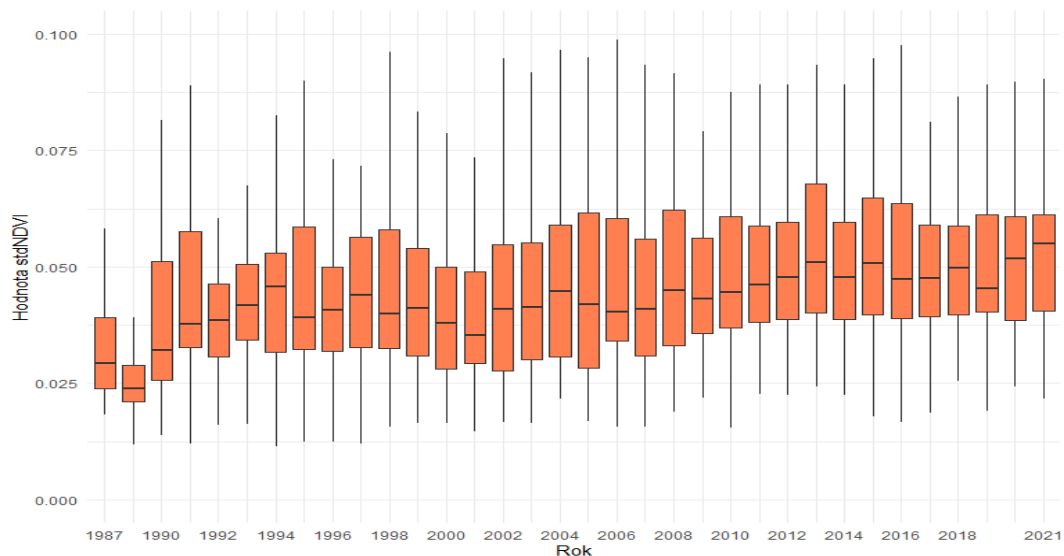
Výsledky Wilcoxonova nepárového testu je v tabulce č. 3. Porovnáva hodnoty před požárem v roce 1987 s hodnotami r. 1990 a r. 1991. Rok 1990 s p-hodnotou 0,33, kde nulová hypotéza testu zní, že mezi oběma skupinami není rozdíl, zatímco alternativní hypotéza zní, že rozdíl existuje. Protože p-hodnota je větší než hladina významnosti 0,05, není dostatečný důkaz pro zamítnutí nulové hypotézy. Nelze říci, že mezi oběma skupinami existuje významný rozdíl v hodnotách. To znamená že hodnoty v roce 1990 dosahují blízkých hodnot jako v roce 1987.

Výsledek pro rok 1990 s velmi nízkou p-hodnotou 0,011 znamená, že obě skupiny mají významně odlišné mediány a existuje mezi nimi statistický rozdíl.

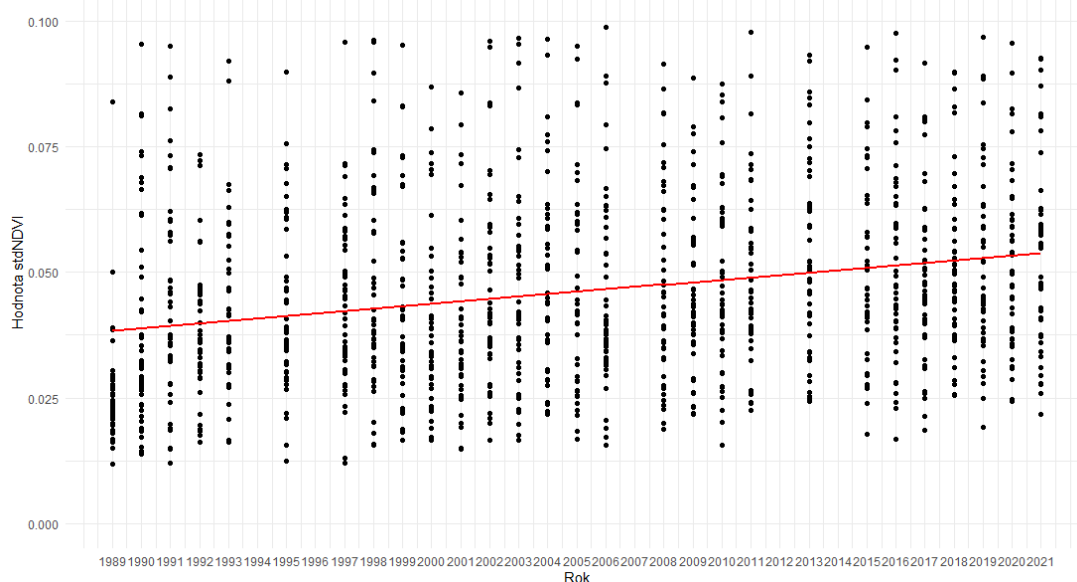
Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p-hodnota	Alternativní hypotéza
1987 vs 1990	933	0.3326	true location shift is not equal to 0
1987 vs 1991	734	0.011	true location shift is not equal to 0

Tabulka 3. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

Na obrázku č. 21 je rozsah hodnot STD s velikostí oken 7x7. Toto rozlišení pro tuto mozaiku vegetačních stádií funguje o poznání lépe, vychází to z lineární regrese na obrázku č. 21. Je zde patrný rostoucí trend od posledního požáru se sklonem 0,00049 a s koeficientem determinace 0,059.



Obrázek 21. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 7x7



Obrázek 22. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 7x7, $R^2 = 0,0543$, $\beta = 0,00049$ a $p < 0.001$.

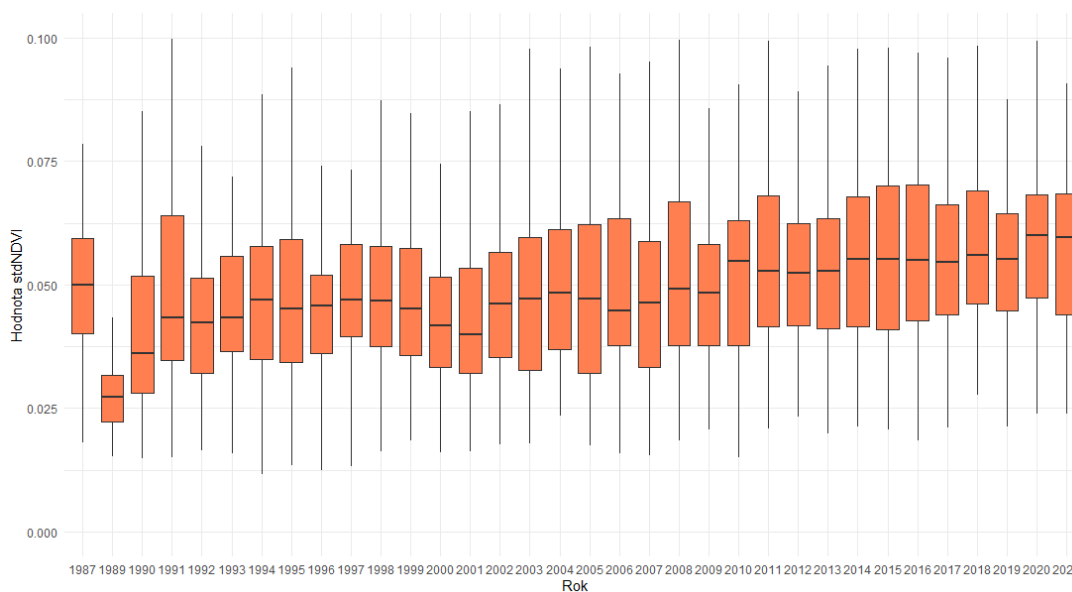
Tabulka č. 4 je výsledek Wilcoxonva testu pro nalezení roku, kdy se hodnoty vyrovnaly roku před požárem. P-hodnota pro rok 1990 je p-hodnota 0,269, to znamená, že rok 1990 se hodnotami vyrovnává roku před požárem 1987.

U roku 1991 je p-hodnota 0,0049, znamená to, že čím menší je p-hodnota, tím silnější je důkaz proti nulové hypotéze, že mezi skupinami není rozdíl.

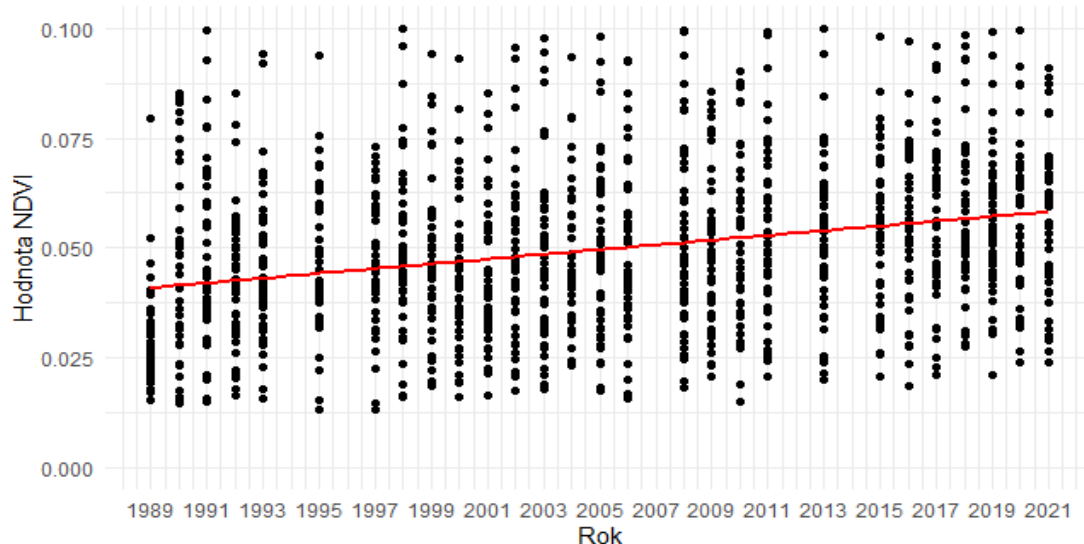
Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p-hodnota	Alternativní hypotéza
1987 vs 1990	914	0.2638	true location shift is not equal to 0
1987 vs 1991	700	0.0049	true location shift is not equal to 0

Tabulka 4. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

Rozsah hodnot na obrázku č. 23 a lineární regrese na obrázku č. 24 jsou pro STD s velikostí jader 9x9, nejvyšší velikostí jader z této analýzy. Koefficient determinace (R^2) zde dosahuje hodnoty 0,058, což je z těchto vybranných rozlišení nejvyšší hodnota, sklon dosahuje hodnoty 0,000052.



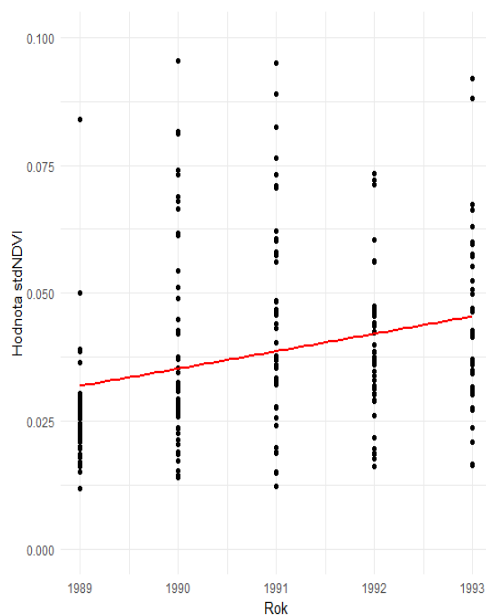
Obrázek 23. Rozsah hodnot a mediány ze směřodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 9x9.



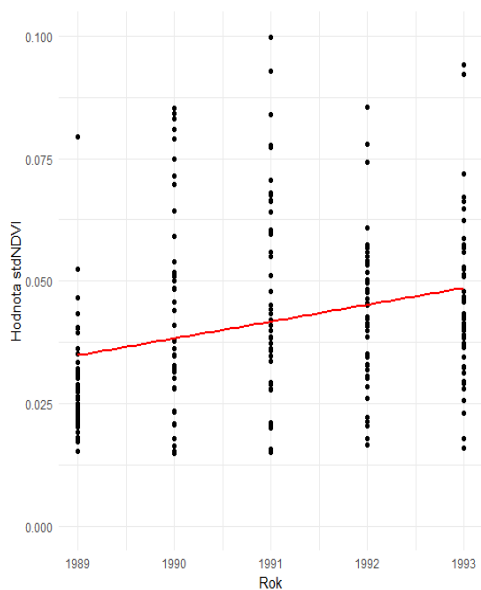
Obrázek 24. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 9x9. $R^2 = 0,061$,
 $\beta = 0,00052$ a $p < 0,001$.

Mezi rozsahy hodnot všech rozlišení směrodatných odchylek není výrazný rozdíl, ale dle vypočítaných směrodatných odchylek vychází, že rozlišení 7x7 a 9x9 jsou vhodnější pro tento typ lokalit s rozmanitou vegetací, proto jsem v dalších analýzách využila tyto zmíněné rozlišení.

Stejně jako za použití indexu NDVI, i zde je ke zvýraznění vývoje spektrální variability použit interval prvních 5 let po požáru. Použity byly rozlišení směrodatné odchylky 7x7 na obrázku č. 25, kde jsou hodnoty lineární regrese: R^2 je 0,035, β je 0,003 a p-hodnota 0,0016 a rozlišení 9x9 na obrázku č. 26, kde R^2 je 0,0321, β je 0,003 a p-hodnota 0,0037. Z grafů lineární regrese s příslušnými hodnotami je patrné, že nárůst spektrální variability byl výrazný, především hodnota Beta v kratším intervalu dosahuje vyšších hodnot, naopak koeficient determinace je nižší. Výsledné hodnoty lineární regrese odpovídají grafům, které zahrnují všechny roky. Z grafů lineární regrese je patrné, že vybrané rozlišení dosahují podobných výsledků.



Obrázek 25. Prvních 5 let po požáru, STD v rozlišení 7x7.



Obrázek 26. Prvních 5 let po požáru, STD v rozlišení 9x9.

Tabulka č. 5 srovnává roky 1990 a 1991 s rokem před požárem. V případě roku 1990 je p-hodnota 0,0297, tím pádem mají obě skupiny významně odlišné hodnoty a existuje mezi nimi statistický rozdíl.

U roku 1991 je p-hodnota 0,457 a hodnoty v roce 1991 jako jediné dosahují blízkých hodnot jako v roce 1987.

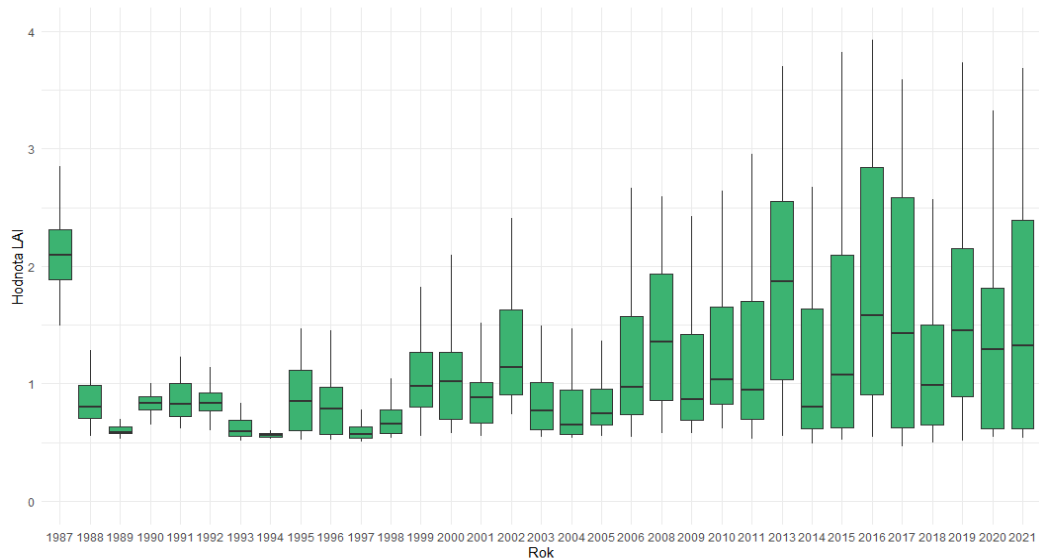
Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p.value	Alternative.hypothesis
1987 vs 1990	1281	0.0297	true location shift is not equal to 0
1987 vs 1991	1105	0.4571	true location shift is not equal to 0

Tabulka 5. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

Spektrální variabilita získaná ze směrodatné odchylky NDVI na lokalitě po požáru se v odlišných měřících liší, ale v principu u všech výsledků dochází k nárůstu hodnot. Potvrzuje to SVH a spektrální variabilita dosahuje vysokých hodnot krátkou dobu po požáru, a dokonce dosahuje vyšších hodnot než před požárem.

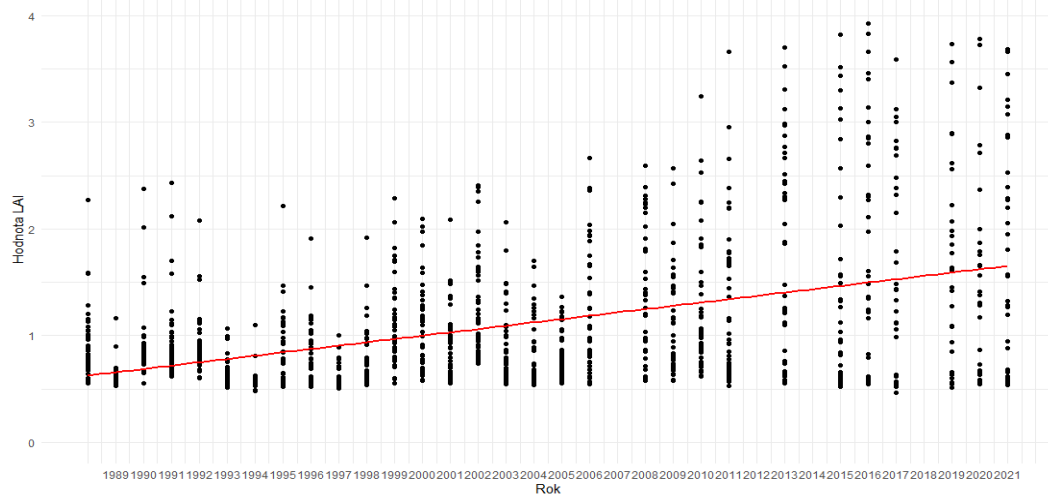
5.1.3 LAI po požáru v roce 1988

Časová řada z použitého indexu LAI na lokalitu zasaženou požárem v roce 1988 zaznamenává srovnatelný vývoj hodnot spektrální variability vegetace, avšak z tohoto indexu není znatelný prudký nárůst v prvních 5 letech po požáru. K víceméně souvislému nárůstu dochází až od roku 2006. Na obrázku č. 27 je zobrazený rozptyl hodnot pro časovou řadu, kde je znatelný pokles hodnot po požáru a mírnější nárůst hodnot než u předešlých vegetačních indexů.



Obrázek 27. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988.

Na obrázku č. 28 je lineární regrese, kde byl vynechán rok 2018, jelikož dle rozptylu hodnot dosahuje výrazně nižších hodnot než ostatní roky, a mohlo by dojít k negativnímu ovlivnění lineární regrese. Hodnoty spektrální variability zaznamenávají výrazný nárůst s vysokými hodnotami koeficientu determinace 0,26 a sklonu 0,62, p-hodnota je velice nízká, což značí významný nárůst hodnot v čase.



Obrázek 28. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988. Kde je $R^2 = 0.2663$, $\beta = 0.06226$ a $p < 0.001$.

Tabulka č. 6 porovnává rozložení hodnot vegetačního indexu Wilcoxonůvým testem pro roky 1987 vs. 2011 a 1987 vs. 2013. Výsledky ukazují, že mezi oběma roky není

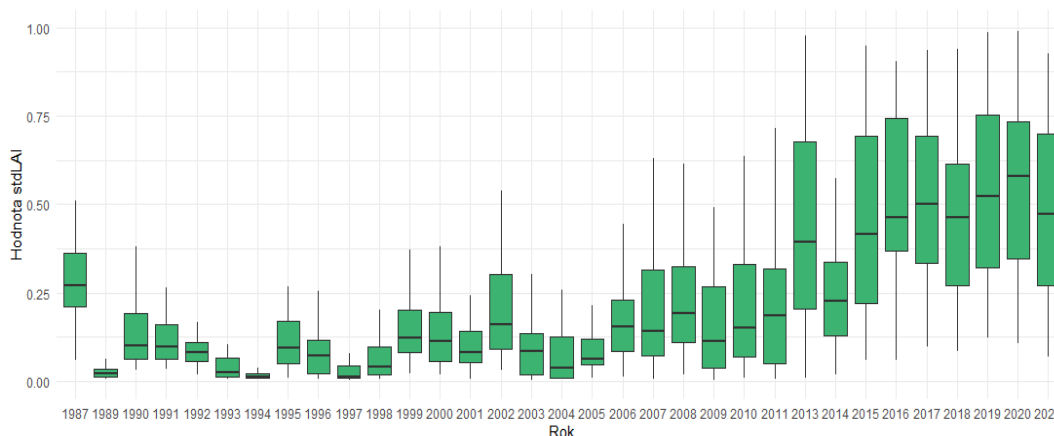
významný rozdíl, p-hodnoty 0,4284 a 0,5334 jsou obě větší než obvyklá hladina významnosti 0,05, což znamená, že nelze zamítnout nulovou hypotézu a oba roky po požáru jsou hodnotami blízko ke stavu před požárem.

Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p.value	Alternativní hypotéza
1987 vs 2011	913	0.4284	true location shift is not equal to 0
1987 vs 2013	934	0.5334	true location shift is not equal to 0

Tabulka 6. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

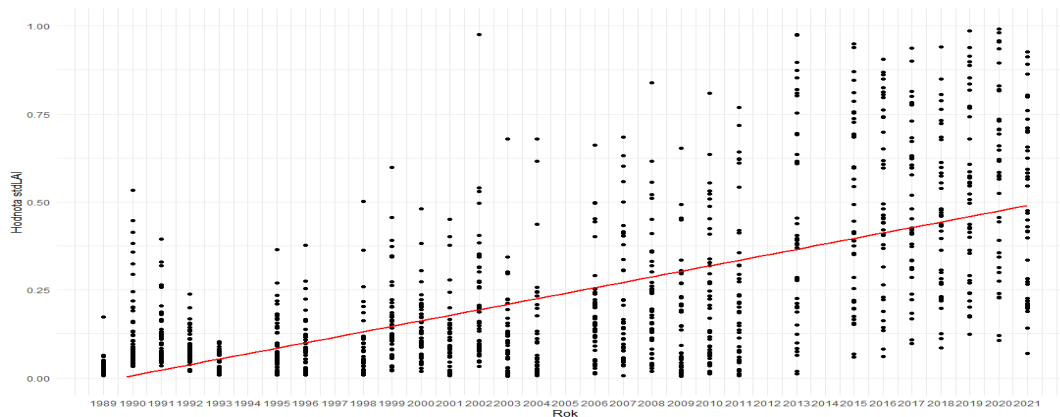
5.1.4 Směrodatné odchylnka LAI

Směrodatné odchylnka z indexu LAI pro sledování vývoje spektrální variability byla vytvořena po vzoru STD pro NDVI. Zvolené rozlišení pro LAI bylo 5x5 a 9x9. Na obrázku č. 29 je rozsah hodnot směrodatné odchylnky LAI pro rozlišení 5x5. Hodnoty spektrální variability jsou srovnatelné se směrodatnou odchylnkou NDVI, průběh je srovnatelný, dochází k rozdílům mezi jednotlivými lety.



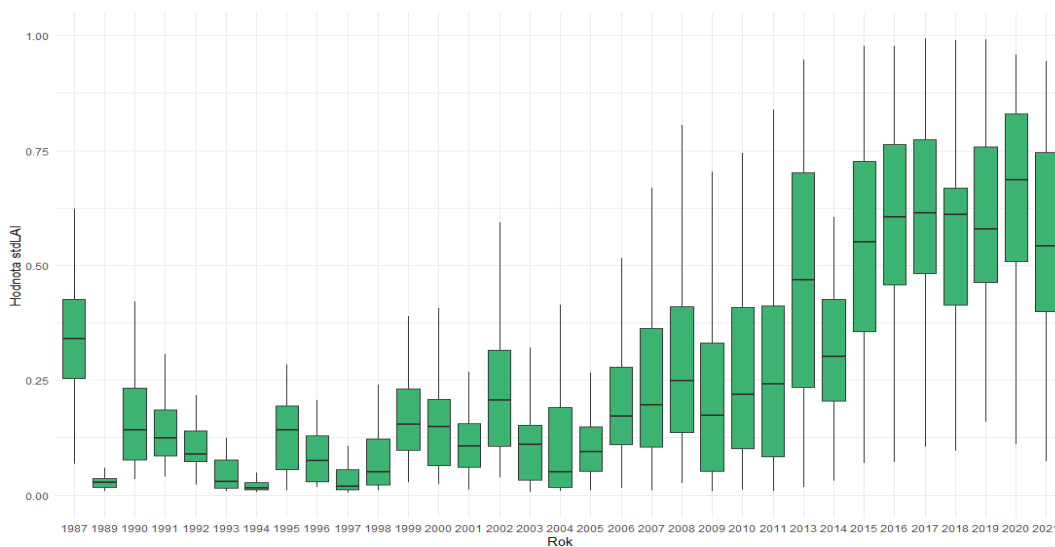
Obrázek 29. Rozsah hodnot STD z LAI v rozlišení 5x5 pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988.

Na obrázku je lineární regrese pro rozlišení 5x5 s hodnotami $R^2=0,38$, $\beta=0,018$ a $p<0,001$. Spektrální variabilita se po požáru vyvíjí s výrazným nárůstem hodnot.



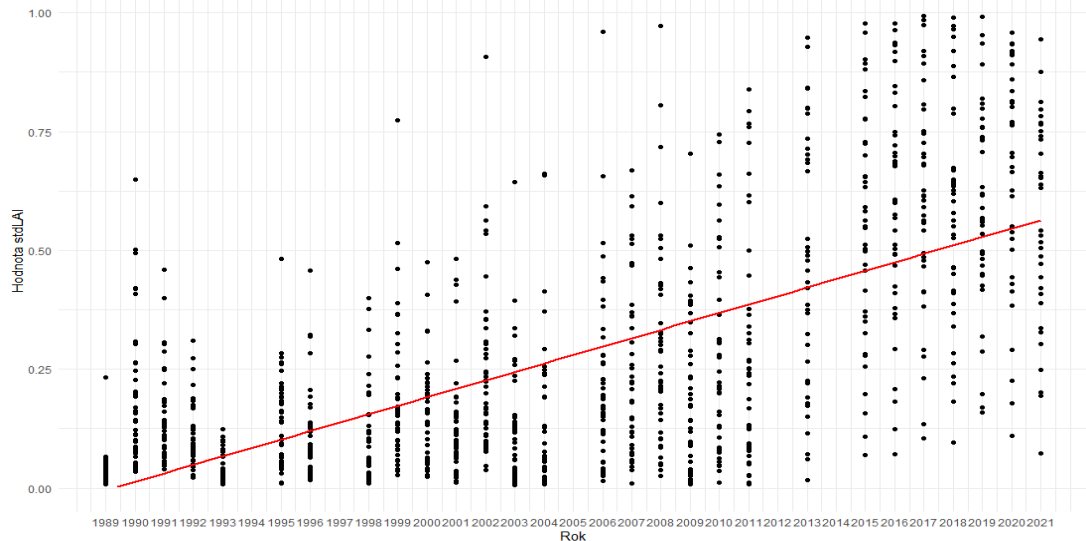
Obrázek 30. Graf lineární regrese spektrální variability STD v rozlišení 5x5 z LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988.

Na obrázku č. 31 je rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI pro rozlišení 9x9. Hodnoty nabývají širšího rozsahu než nižší rozlišení, průběh spektrální variability je stejný.



Obrázek 31. Rozsah hodnot spektrální variability STD v rozlišení 9x9 z LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988.

Na obrázku č. 30 je graf lineární regrese pro rozlišení 9x9. Hodnoty dosahují $R^2=0,45$, $\beta=0,0218$ a $p<0,001$. Zde je vidět výrazný rostoucí trend od roku po požáru do současnosti.



Obrázek 32. Graf lineární regrese spektrální variability STD v rozlišení 9x9 z LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988.

Tabulka č. 7 porovnává hodnoty spektrální variability Wilcoxonůvým testem pro roky 1987 vs. 2008 a 1987 vs. 2015. Výsledky ukazují, že rok 2008 je srovnatelný s rokem před požárem, p-hodnoty je větší obvyklá hladina významnosti 0,05, to znamená, že nelze zamítnout nulovou hypotézu a spektrální variabilita je srovnatelná. V roce 2013 je spektrální hodnota vyšší než v roce před požárem, p je menší než obvyklá hladina významnosti a to znamená, že jsou roky odlišné.

Wilcoxon rank sum exact test			
Data	W	p.value	Alternativní hypotéza
1987 vs 2008	1245	0.0205	true location shift is not equal to 0
1987 vs 2013	634	0.005	true location shift is not equal to 0

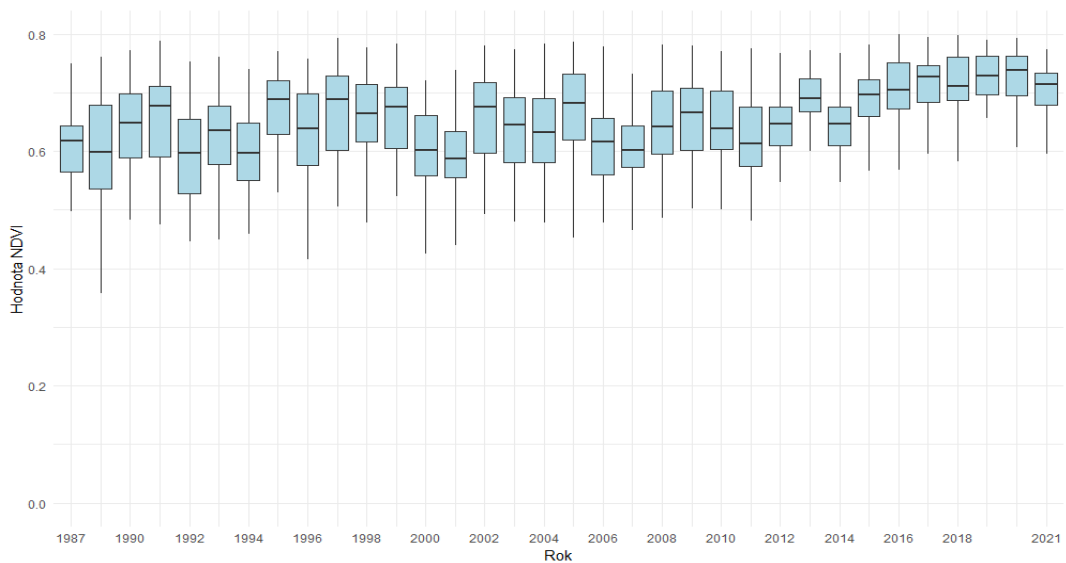
Tabulka 7. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.

5.2 Lokality nezasažené požárem

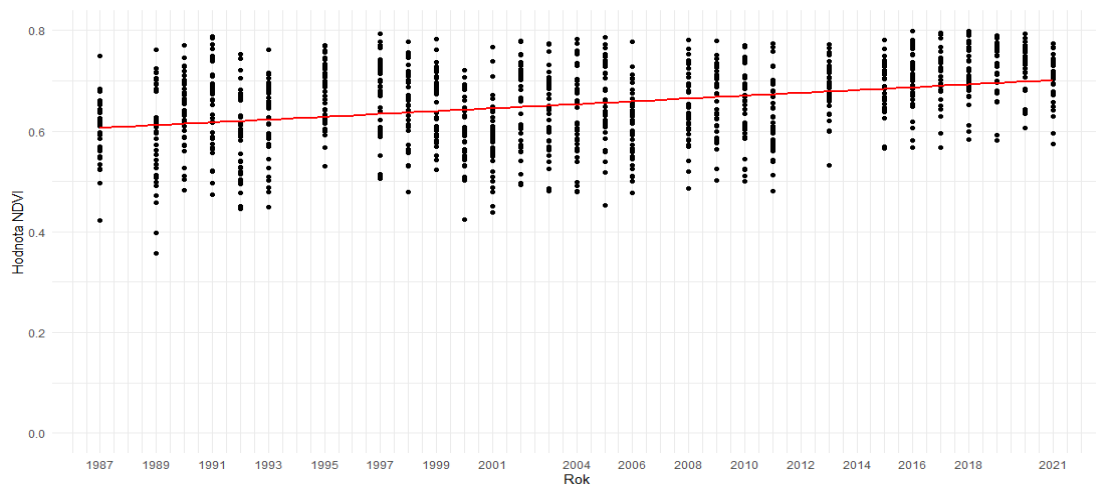
Do analýz byly zahrnuty také lokality, které nebyly v minulosti postiženy požáry. Především pro zobrazení běžného vývoje spektrálních charakteristik vegetace bez vlivu disturbance způsobených požáry. Zobrazení běžného vývoje vegetace bylo provedeno pro porovnání s vývojem vegetace na požárem zasažených lokalitách pomocí vybraných vegetačních indexů.

5.2.1 NDVI pro lokality nezasazené požárem

Na obrázku č. 33 je rozsah hodnot NDVI pro místa, která nebyly zasaženy požárem. Hodnoty časové řady NDVI v některých letech zaznamenávají mírné výkyvy, což rozporuje předpokladu, jelikož by lokality bez požáru měly mít stabilní hodnoty spektrální variability. Hodnoty spektrální variability se i s výkyvy pohybují v úzké škále hodnot. Graf lineární regrese je na obrázku č. 34 a zaznamenává rostoucí trend se sklonem 0,0035 a koeficientem determinace 0,163.



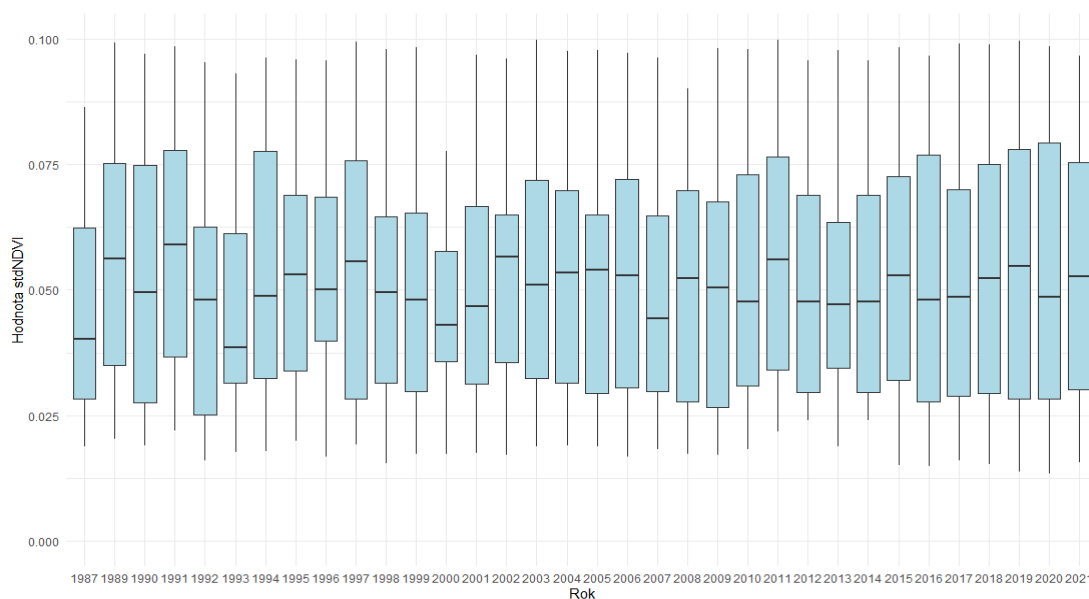
Obrázek 33. Hodnoty NDVI na místech nezasazených požárem.



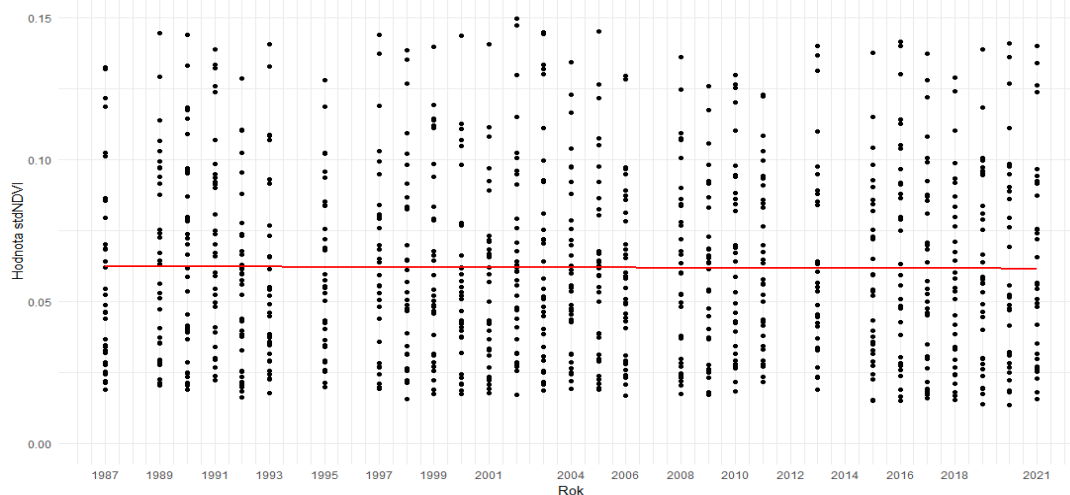
Obrázek 34. Lineární regrese pro NDVI na místech nezasazených požárem, kde $R^2 = 0.163$, $\beta = 0.0035$ a $p < 0.001$.

5.2.2 Směrodatná odchylka NDVI

Hodnoty spektrální variability získané ze směrodatné odchylky v různých rozlišeních byly získané z NDVI. Rozsah hodnot směrodatné odchylky z NDVI pro lokalitu nezasaženou požárem je v rozlišení 7x7 na obrázku č. 35, graf lineární regrese se nachází na obrázku č. 36. U tohoto indexu lokalita bez požáru dosahuje stabilních hodnot a odpovídá tím předpokládanému vývoji hodnot.

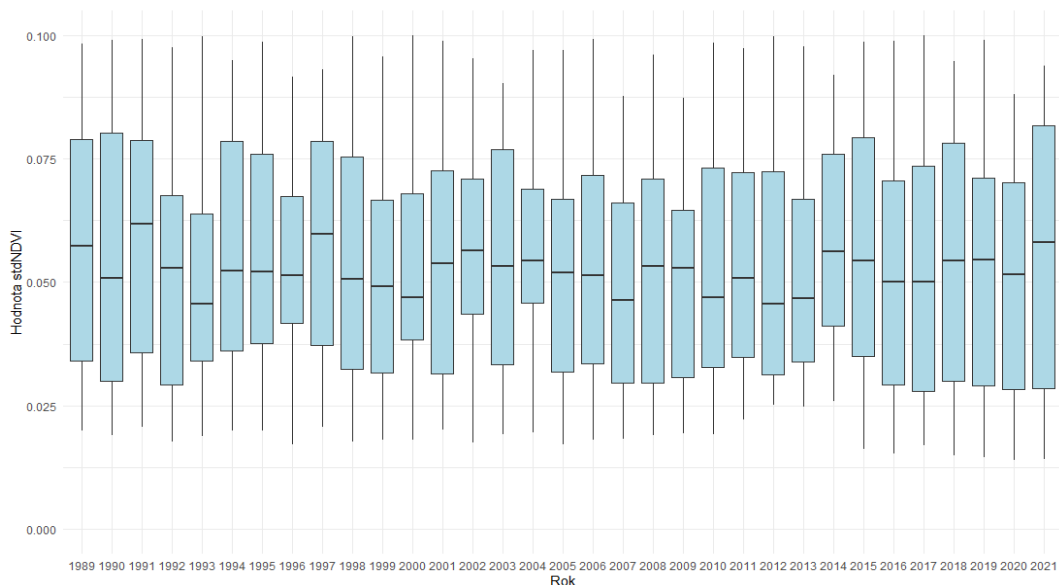


Obrázek 35. Rozsah hodnot STD pro lokality nezasažené požárem v rozlišení 7x7.

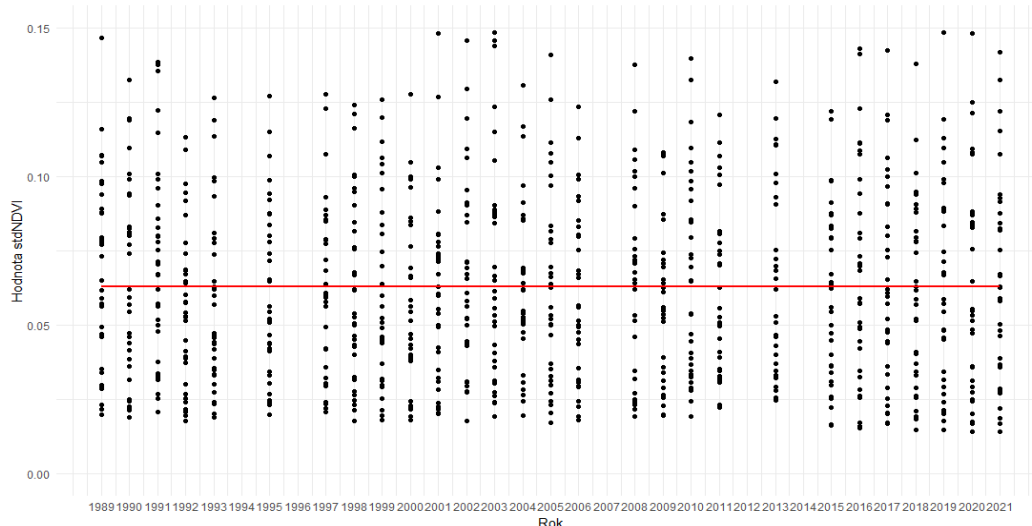


Obrázek 36. Hodnoty STD pro lokality bez požáru v rozlišení 7x7, kde $R^2 = -0.000438$, $\beta = 0.000127$ a p-hodnota 0.509.

Z rozlišení STD 9x9, které se nachází v grafu rozsahu hodnot na obrázku č.37 a v grafu lineární regrese na obrázku č. 38, vychází srovnatelné výsledky jako pro menší rozlišení 7x7. Hodnoty spektrální variability jsou konstantní s nízkými hodnotami sklonu, a pro koeficient determinace naopak p-hodnota dosahuje vysoké hodnoty 0,46, což znamená, že nedochází k výrazným rozdílům v časové řadě.



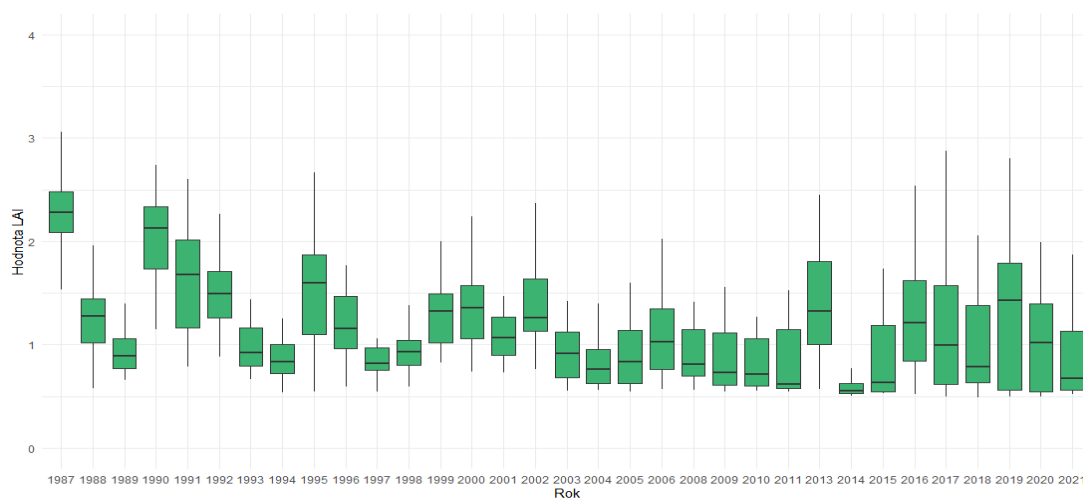
Obrázek 37. Rozsah hodnot STD pro lokality nezasažené požárem v rozlišení 9x9.



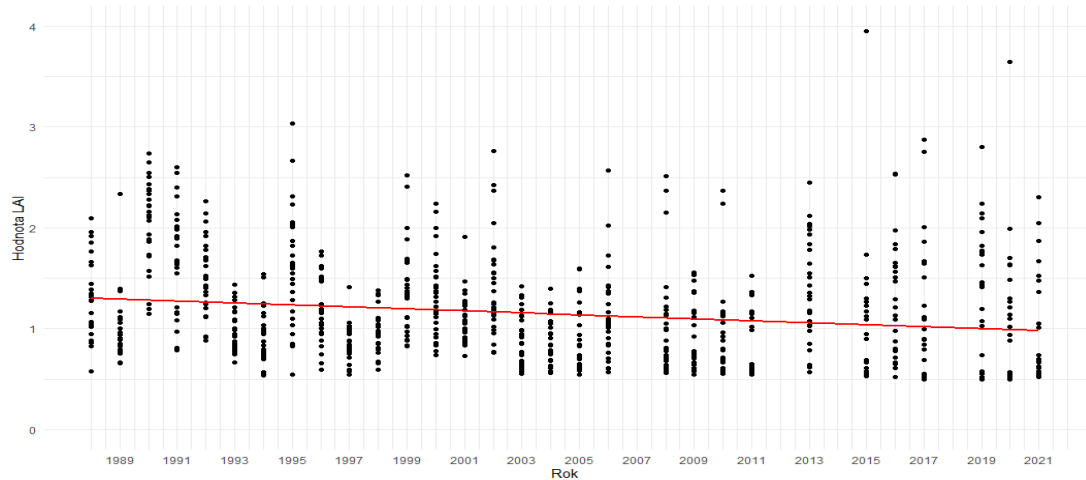
Obrázek 38. Hodnoty STD pro lokality bez požáru v rozlišení 9x9, kde $R^2 = -0.0003685$, $\beta = 0.0001484$ a p-hodnota 0.4632.

5.2.3 LAI pro lokality nezasážené požárem

Hodnoty z použitého indexu LAI na lokalitu nezasáženou požáry dosahují odlišných hodnot než u indexu NDVI a jeho směrodatné odchylky. Na obrázku č. 39 je graf rozsahu hodnot a na obrázku č. 40 je graf lineární regrese. Časová řada zaznamenává časté výkyvy a podobá se hodnotám NDVI. Z lineární regrese vychází klesající trend hodnot s nízkými hodnotami determinace a sklonu s vysokou p-hodnotou. I přes vizuální rozdíly výsledky nejsou výrazně odlišné od indexu NDVI a jeho směrodatné odchylky.

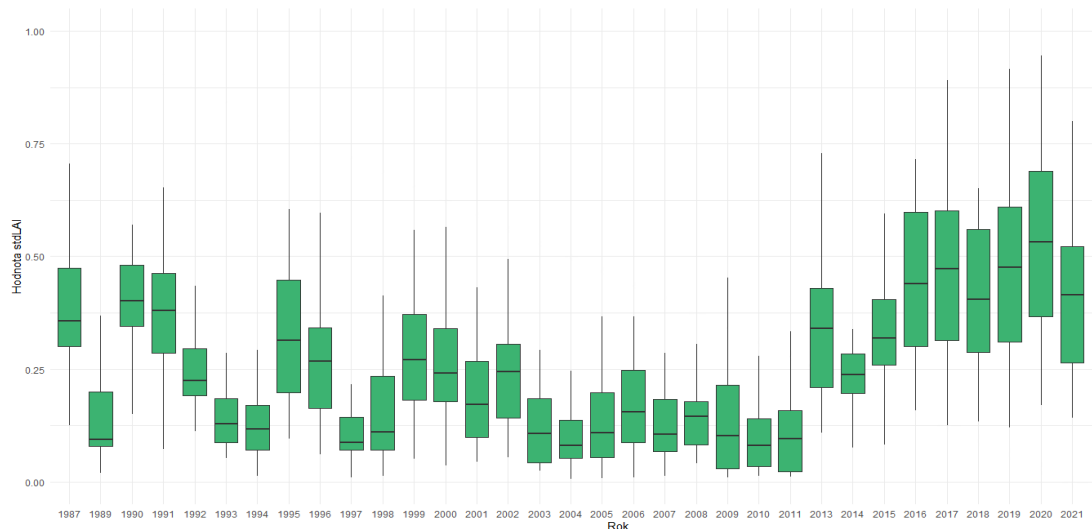


Obrázek 39. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu nezasáženou požárem.



Obrázek 40. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu nezasáženou požárem. Kde je $R^2 = 0.00004$, $\beta = -0.00024$ a p-hodnota = 0,9365.

Rozsah hodnot směrodatné odchylky v rozlišení 9x9 je na obrázku 41, průběh spektrální variability je nekonstantní a neodpovídá předpokladu, zároveň je z výsledných hodnot patrný přestup na novější senzor družice Landsat 8, protože od roku 2013 jsou hodnoty výrazně vyšších rozsahů.



Obrázek 41. Rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI v rozlišení 9x9.

Při srovnání lokalit s požárem v r. 1988 a lokalit bez požáru se hodnoty NDVI v průměru pohybují na stejné úrovni jako vegetace po delší době na lokalitách po

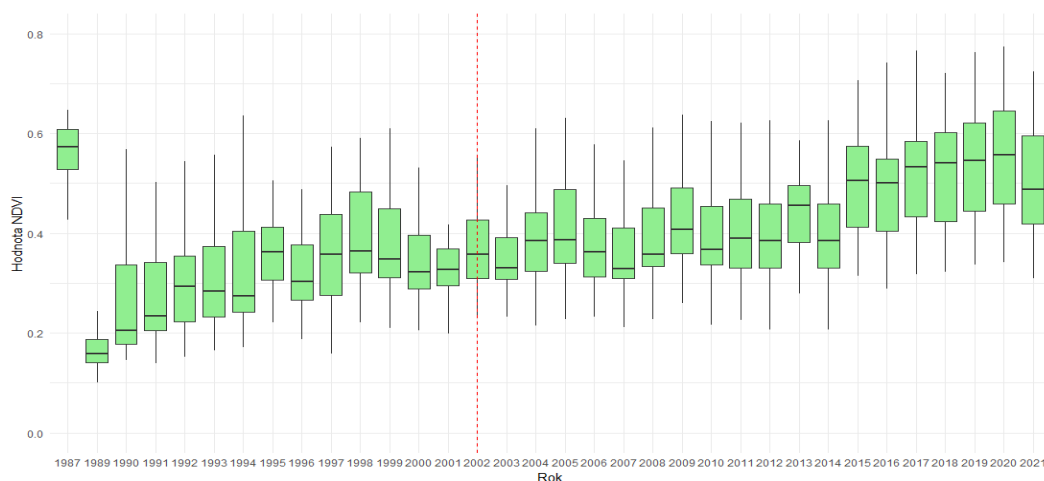
požáru, jedná se o průměrný rozsah NDVI hodnot 0,6 – 0,7. U směrodatné odchylky je lokalita bez požáru na širokém rozsahu hodnot 0,25-0,75, zatímco vegetace po požáru se pohybuje na hodnotách 0,25-0,50. Směrodatná odchylka LAI se pro porovnané lokality v posledních letech pohybuje na podobném rozmezí hodnot.

5.3 Lokality s častými požáry

Do analýzy jsou zahrnuty lokality, které byly zasaženy menšími požáry. Lokality jsou rozděleny na dva typy podle toho, (i) zda lokalita byla zasažena velkým požárem v r. 1988 anebo (ii) byla pouze zasažena menšími požáry. Záměrem je porovnat vývoj spektrální variability s ohledem na rozsah disturbancí, a zda se funkčnost měřítka na lokalitách mění dle závažnosti požáru.

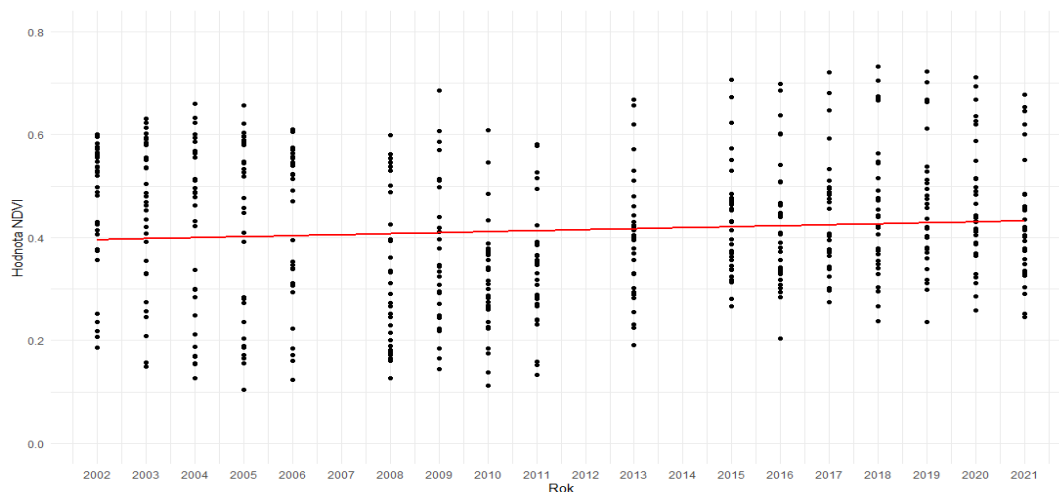
5.3.1 NDVI pro typ lokality (i)

Pro typ (i) je na obrázku č. 42 graf rozsahu hodnot NDVI, konkrétně byly lokality zasažené požáry o různé intenzitě od roku 1988 do roku 2002. Z těchto hodnot je znatelný hlavní požár v roce 1988 a hodnoty nerostou v takové intenzitě jako na typu lokality s jedním hlavním požárem.



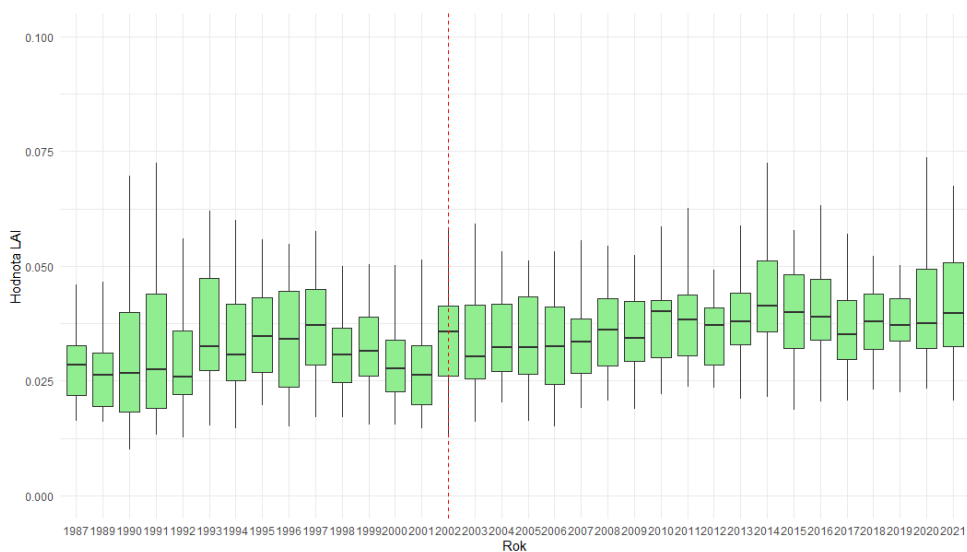
Obrázek 42. Hodnoty NDVI pro Lokality zasažené od roku 1988 do roku 2002

Na obrázku č. 43 je graf lineární regrese pro index NDVI od roku 2002, kdy požáry na území skončily. Není zde znatelný výrazný nárůst vegetace. P hodnota je velice nízká a s ní i ostatní hodnoty lineární regrese.



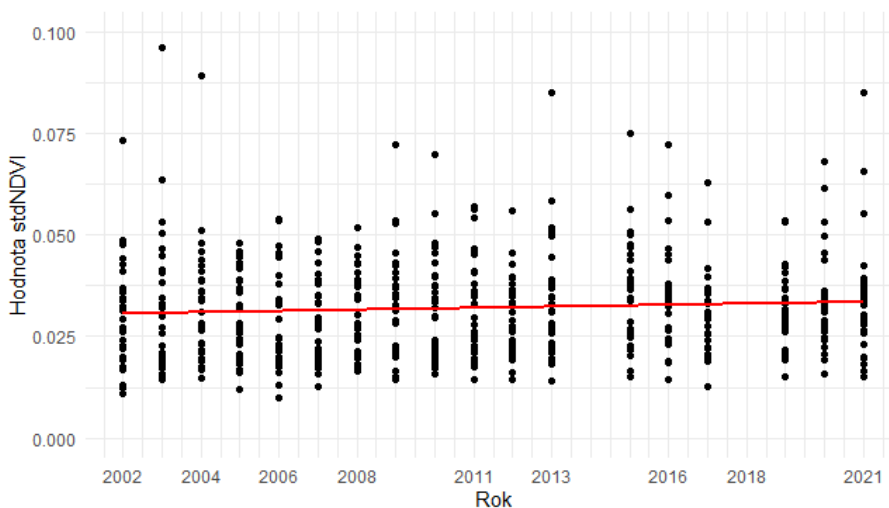
Obrázek 43. Lineární regrese pro NDVI na lokalitě (i) od roku bez požáru, kde $\beta = 0.0053$, $R^2 = 0.049$ a $p < 0.001$.

Spektrální variabilita pro lokality s různým zasažením disturbancí byla ze směrodatné odchylky NDVI porovnány ve dvou měřítkách, ve velikosti 5x5 a 7x7. Na obrázku č. 44 je průběh hodnot směrodatné odchylky NDVI v rozlišení 5x5, již z rozsahu hodnot není znatelný výrazný nárůst spektrální variability po požárech. Mezi lety 1988 a 2002 hodnoty kolísají vzhledem k častým disturbancím.



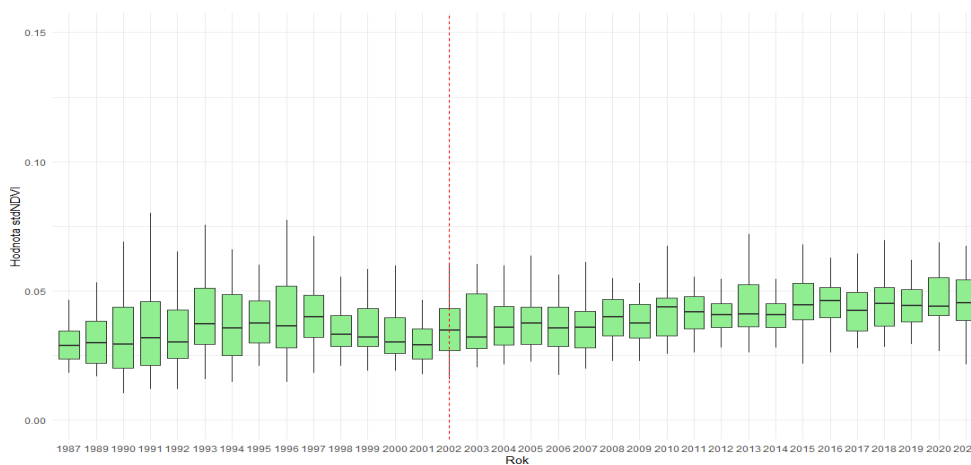
Obrázek 44. STD v rozlišení 5x5 pro lokalitu s požáry do roku 2002.

Na obrázku č. 45 je lineární regrese od posledního požáru v roce 2002. Růst hodnot od posledního požáru není znatelný, hodnoty sklonu a koeficientu determinace jsou nízké, blízké k 0, ale p-hodnota je nižší než 0,05, což dokazuje, že jsou roky odlišné.



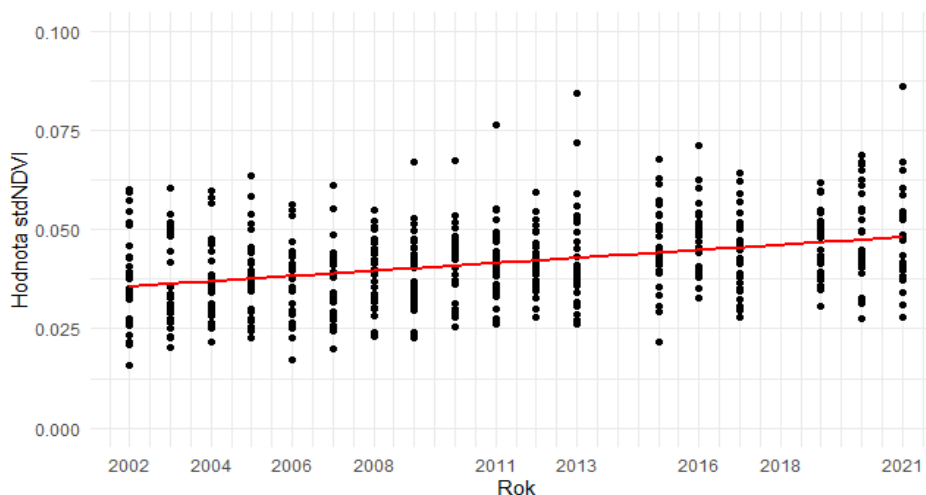
Obrázek 45. Vývoj lineární regrese směrodatné odchyly v rozlišení 5x5 od posledního požáru. $R^2 = 0,009$, $\beta = 0,0014$ a p-hodnota = 0.001434

Na obrázku č. 46 je rozsah hodnot pro rozlišení 7x7 směrodatné odchyly. Hodnoty se výrazně od nižšího rozlišení neliší, pouze je zde méně znatelný rozdíl hodnot v prvních letech po požáru.



Obrázek 46. Časová řada STD v rozlišení 7x7 pro lokality zasažené požáry od 1988 do roku 2002.

Z lineární regrese na obrázku č. 47 je zřejmý nárůst hodnot po posledním požáru, hodnoty lineární regrese jsou vyšší než u rozlišení 3x3. Dochází zde k mírnému nárůstu od posledního požáru v r. 2002.

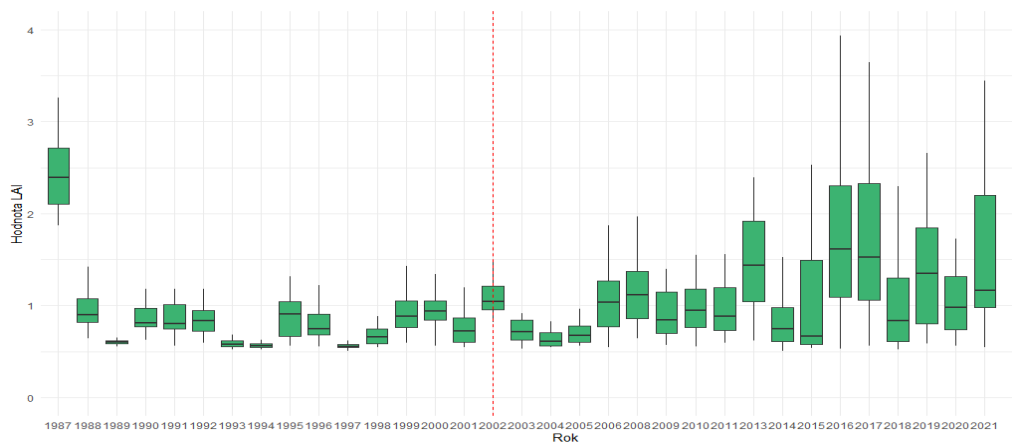


Obrázek 47. Graf lineární regrese pro rozlišení 7x7 směrodatné odchylky NDVI v lokalitách zasaženými požáry od 1988 do roku 2002. Zobrazené hodnoty od posledního požáru jsou $R^2 = 0,093$, $\beta = 0.00061$ a p-hodnota 0,093.

Vývoj spektrální variability na tomto typu lokality prochází srovnatelným vývojem jako lokalita zasažena jen velkým požárem, pouze byl průběh sukcese vícekrát narušen a posunut. Hodnoty však lineárně rostou a měřítko STD zde funguje srovnatelně.

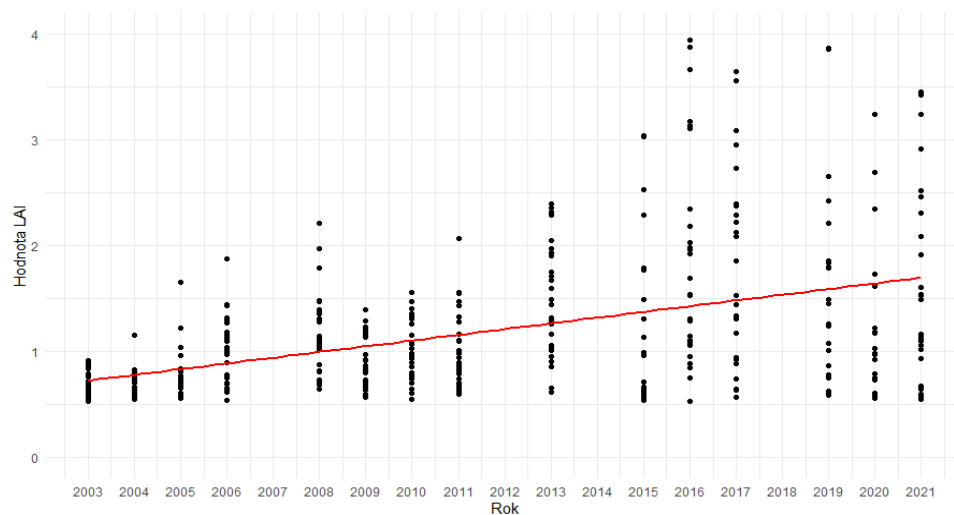
5.3.3 LAI pro typ lokality (i)

Pro lokalitu s posledním požárem v roce 2002 je z indexu LAI zřejmý nárůst hodnot od roku 2005. Rozsah hodnot na obrázku č. 48 odpovídá předpokladu a mezi lety 1988 a 2002 jsou hodnoty nízké, což odpovídá častým požárům.



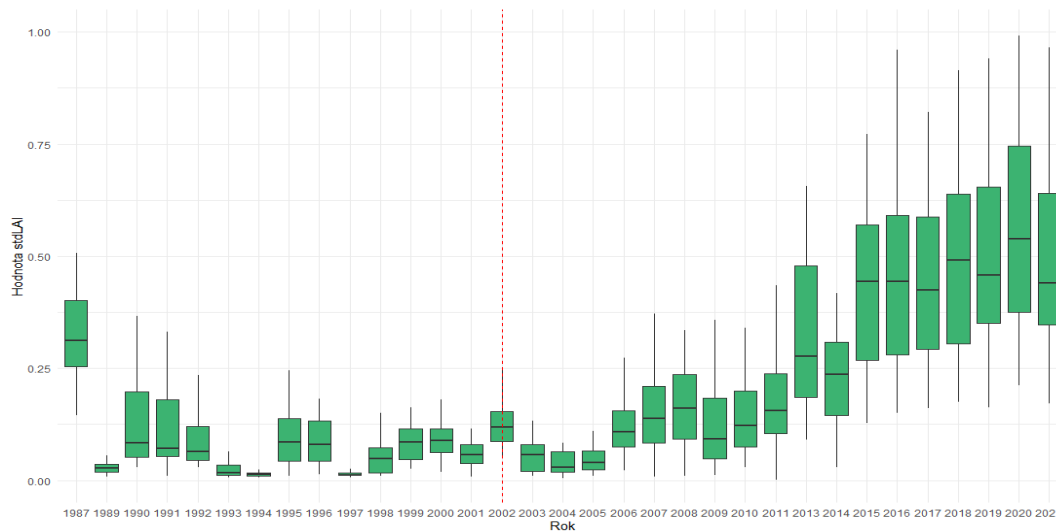
Obrázek 48. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu zasaženou požáry od 1988 do 2002

Na obrázku č. 49 je lineární regrese od roku 2003, tedy rok od posledního požáru. Spektrální variabilita výrazně roste a nízká p-hodnota potvrzuje odlišnost let v časové řadě.



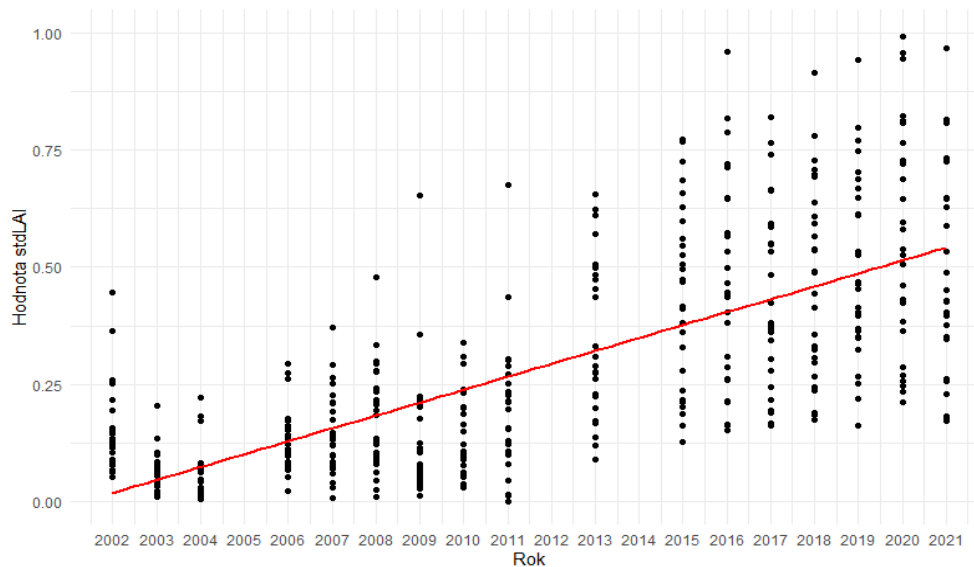
Obrázek 49. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988. $R^2=0,208$, $\beta = 0.087$ a $p < 0.001$.

Rozsah hodnot směrodatné odchylky v rozlišení 5x5 z indexu LAI je na obrázku č. 50. Je viditelný nárůst hodnot od konce požárů, tedy od roku 2002.



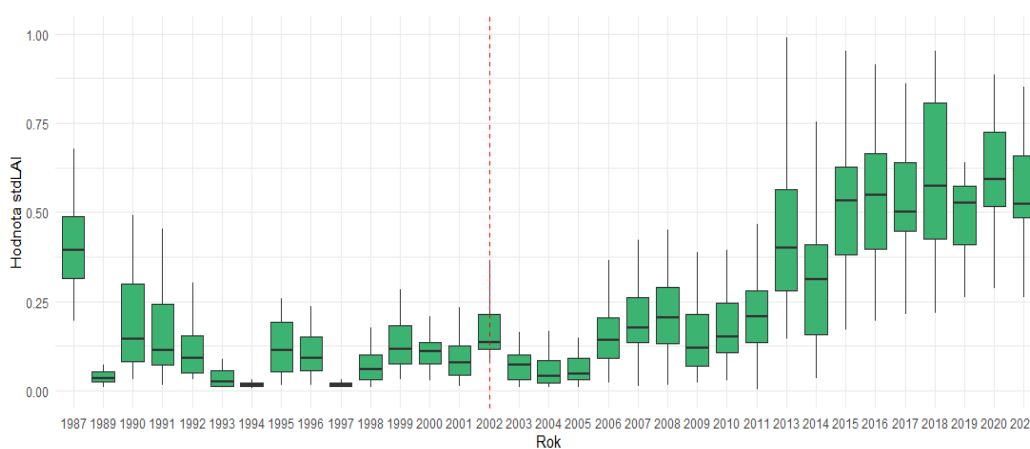
Obrázek 50. Rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI v rozlišení 5x5.

Směrodatná odchylka z LAI je pro tuto lokalitu v rozlišení 5x5 je na obrázku 51 od roku 2002.



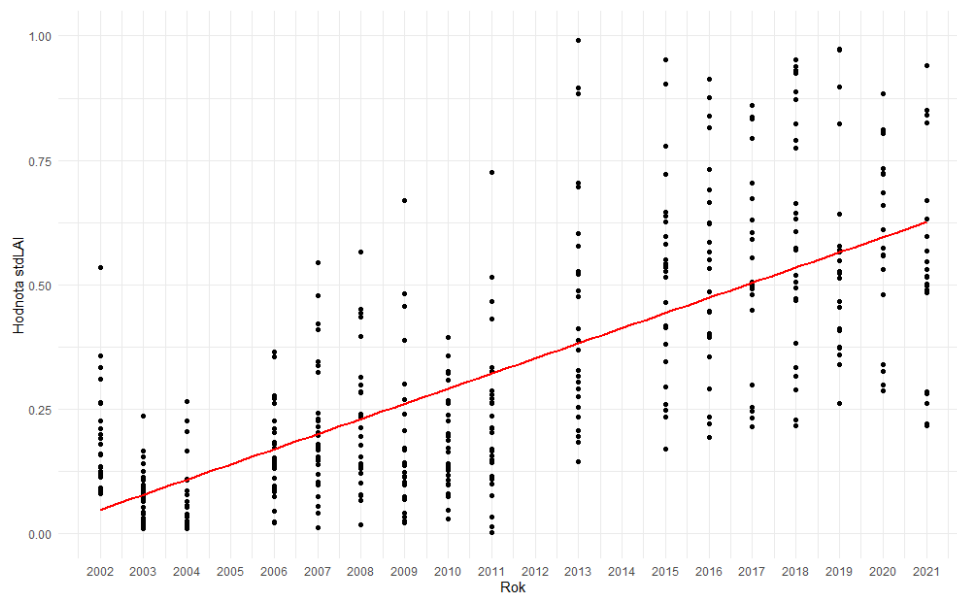
Obrázek 51. Směrodatná odchylka v rozlišení 5x5 od roku 2002 $R^2=0,48$, $\beta=0,029$ a $p<0,001$.

Na obrázku č. 52 je rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI v rozlišení 9x9, hodnoty spektrální variability jsou ve větším rozsahu než menší rozlišení.



Obrázek 52. Rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI v rozlišení 9x9.

Směrodatná odchylka pro tuto lokalitu v rozlišení 9x9 je od roku 2002 na obrázku 53. $R^2=0,49$, $\beta=0,038$ a $p<0,001$. Spektrální variabilita z LAI dosahuje vyšších hodnot lineární regrese než z NDVI, ale shodně roste s vyšším měřítkem.

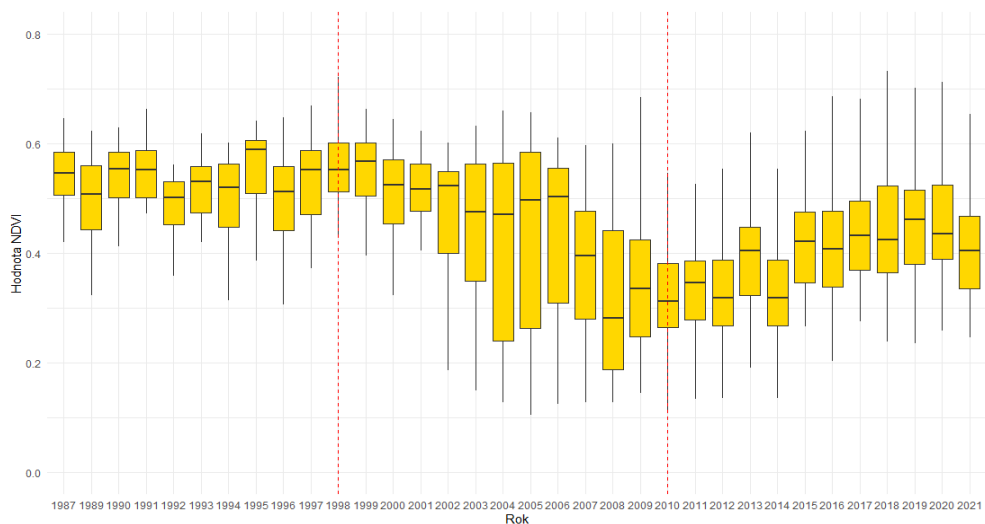


Obrázek 53. Směrodatná odchylka v rozlišení 9x9 od roku 2002.

Na tomto typu lokality s nepřetržitými disturbancemi do roku 2002 je z indexů NDVI a LAI zaznamenán růst spektrální variability po požárech, do té doby hodnoty nejsou konstantní a v případě LAI jsou zde výrazné výkyvy rozsahu hodnot. U směrodatné odchylky pro NDVI bylo porovnáno rozlišení 5x5 a 7x7, rozdíl mezi rozlišeními je patrný u lineární regrese, kdy spektrální variabilita dosahuje vyšších hodnot lineární regrese, a s tím i vyššího růstu hodnot po požáru. Pro směrodatnou odchylku LAI bylo porovnáno rozlišení 5x5 a 9x9. I v tomto případě se ověřil předpoklad, že s vyšším rozlišením je dosahováno vyšších hodnot spektrální variability, ale u indexu LAI nedocházelo k tak výrazným změnám, jako u NDVI.

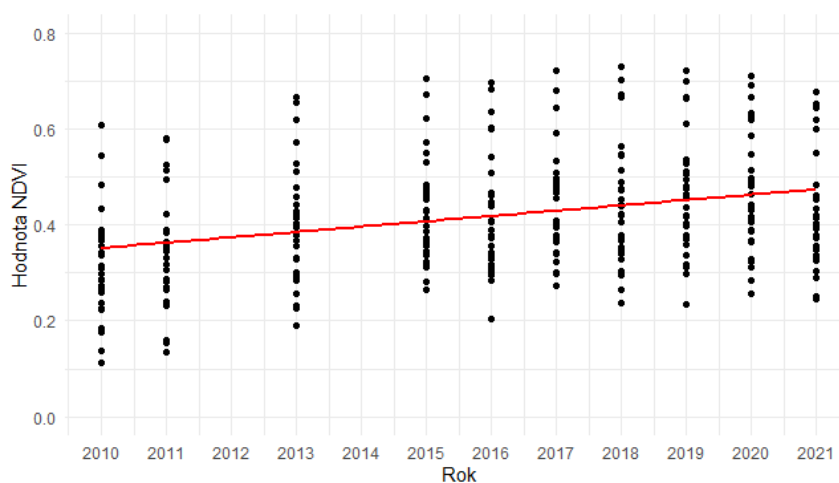
5.3.4 NDVI pro typ lokality (ii)

Z obrázku č. 54 je patrný vývoj spektrální variability v lokalitách zasažených častými disturbancemi především od roku 1998 do roku 2010. Spektrální variabilita zde kolísá a v posledních letech dosahuje stabilních hodnot, podobných jako před požáry v roce 1989, avšak změny nejsou velice výrazné. Průběh hodnot je odlišný než v lokalitách zasažených hlavním požárem v roce 1988. Od roku 1998 je značný pokles spektrální variability s vlivem častých disturbancí. Od roku 2010 spektrální variabilita pozvolna stoupá, ale doposud nedosahuje původních hodnot.



Obrázek 54. NDVI pro lokality s požáry od roku 1998 do roku 2010.

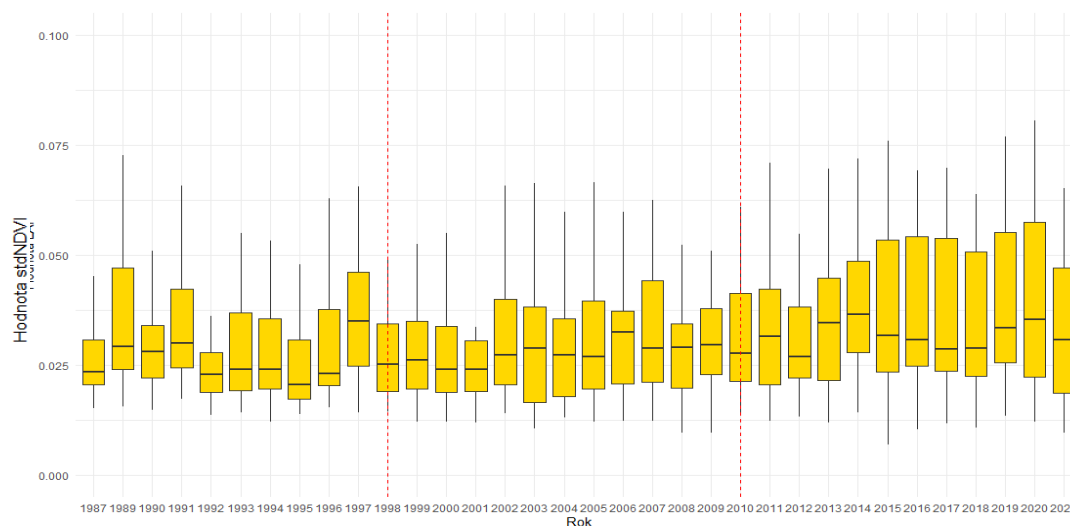
Na obrázku č. 55 je časová řada lineární regrese od roku 2010, kdy byly poslední požáry. Spektrální variability roste se sklonem 0,011.



Obrázek 55. Lineární regrese pro hodnoty NDVI na lokalitách zasažených mírnými požáry od 1998 do roku 2010. $\beta = 0.01114$, $R^2 = 0.09941$ a $p < 0.001$.

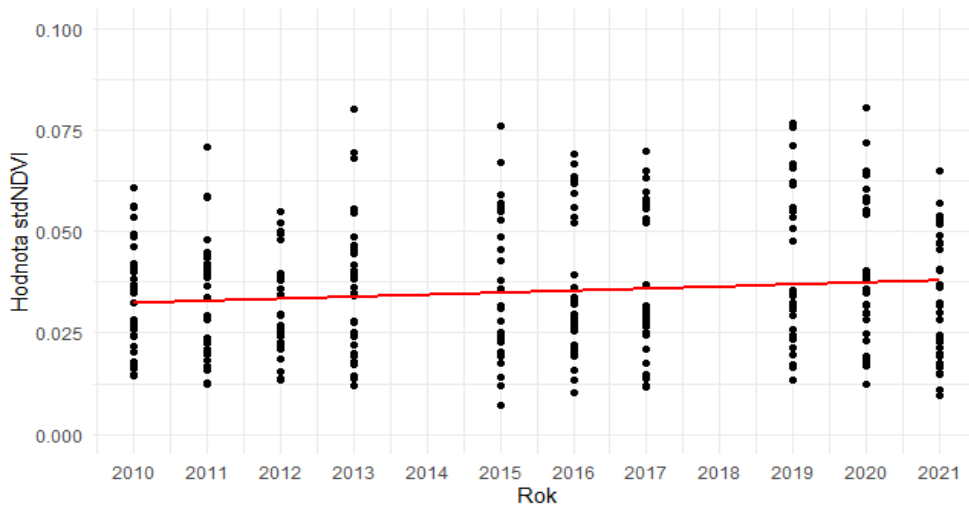
Spektrální variabilita pro lokality s různým zasažením disturbancí byla ze směrodatné odchylky NDVI porovnány ve dvou měřítkách. Rozsah směrodatné odchylky v rozlišení 3x3 je na obrázku č. 56. Z tohoto rozlišení je zřejmý především nárůst

hodnot po disturbancích, v průběhu disturbancí jsou pouze malé výkyvy hodnot spektrální variability.



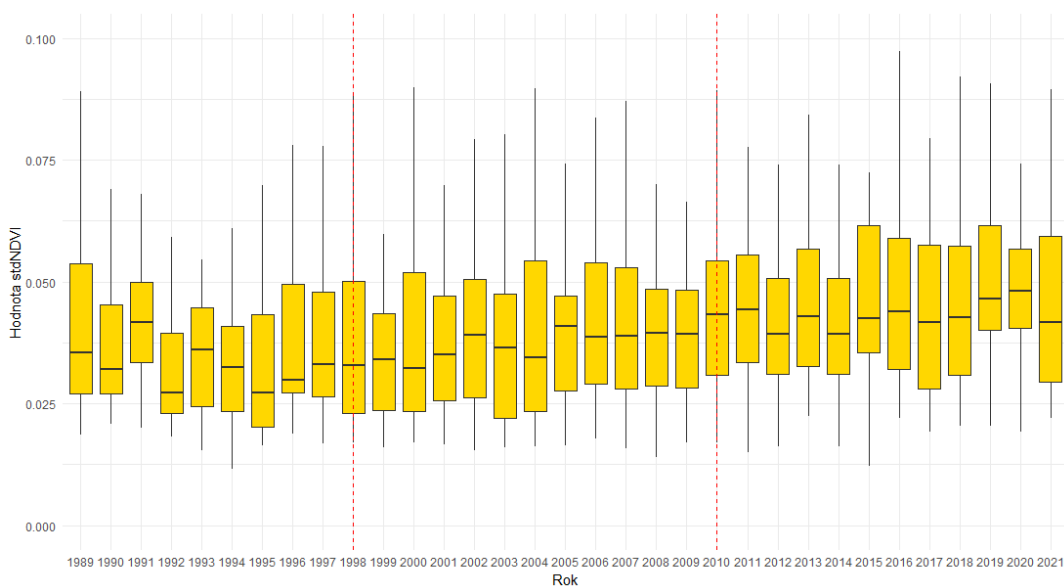
brázek 56. Časová řada STD v rozlišení 5x5 pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010.

Na obrázku č. 57 je graf lineární regrese od roku 2010, přičemž hodnoty téměř nezaznamenávají výrazný růst.

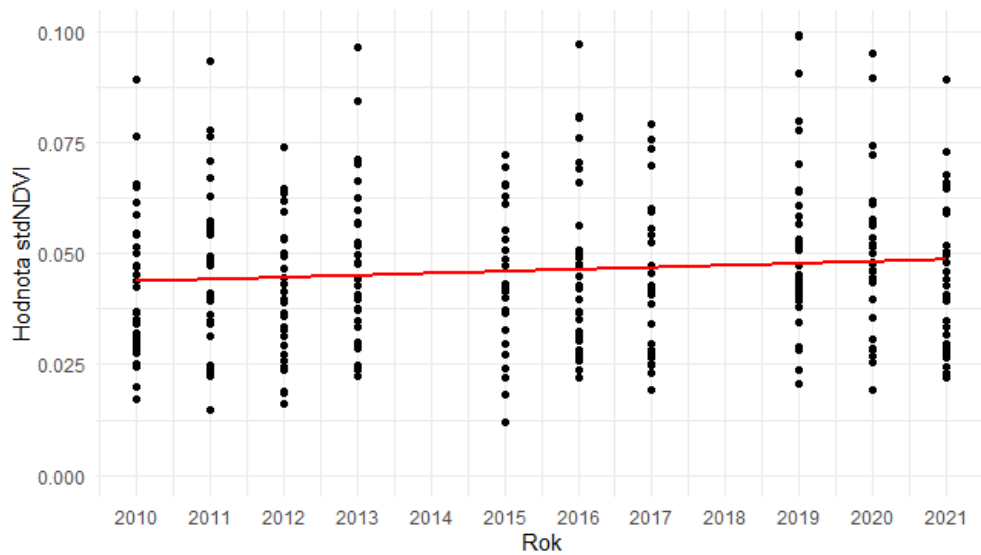


Obrázek 57. Lineární regrese pro STD v rozlišení 5x5 pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010. $R^2 = 0,0104$, $\beta = 0,0006$ a p-hodnota = 0,0377.

Obrázky č. 57 a č. 58 reprezentují rozlišení STD 7x7. Hlavní odlišnost od nižšího rozlišení je rozsah hodnot spektrální variability. Hodnoty lineární regrese se výrazně neliší.



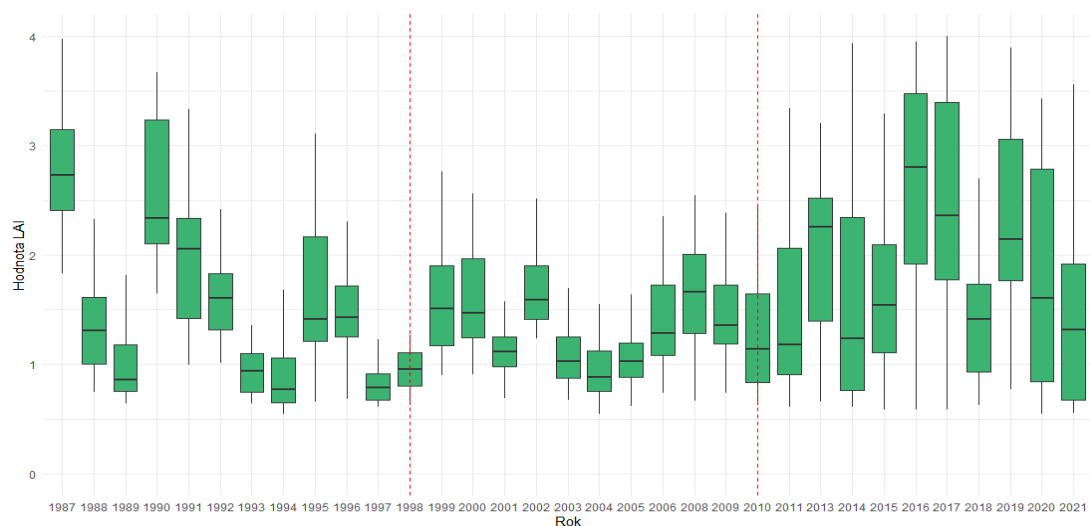
Obrázek 58. Časová řada STD v rozlišení 7x7 pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010.



Obrázek 59. Graf lineární regrese pro rozlišení 7x7 směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené mými požáry od 1998 do roku 2010 hodnoty jsou: $R^2 = 0,009$, $\beta = 0,00053$ a p-hodnota = 0,05.

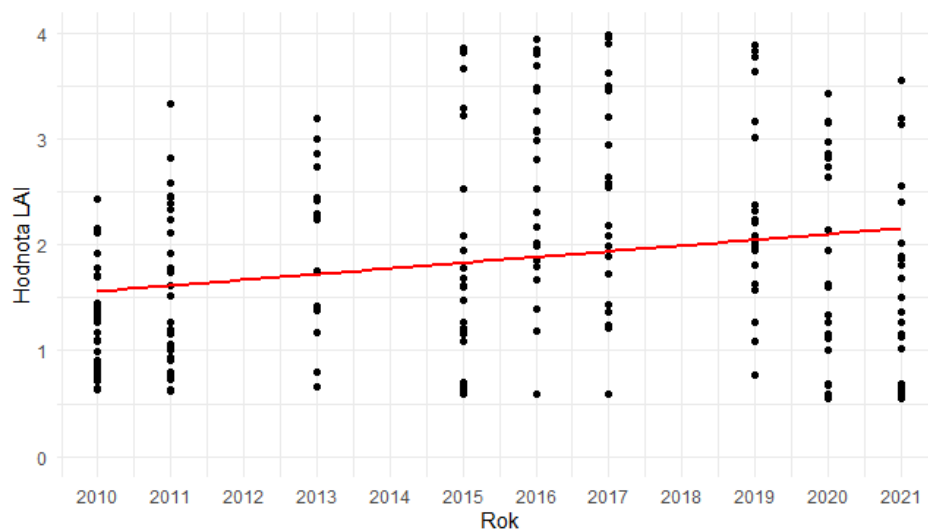
5.3.5 LAI pro typ lokality (ii)

Tento index je velmi citlivý na změny, v intervalu probíhajících požárů dochází k velkým výkyvům hodnot spektrální variability mezi jednotlivými roky v časové řadě. Na obrázku č. 60 je zobrazen rozsah hodnot indexu LAI.



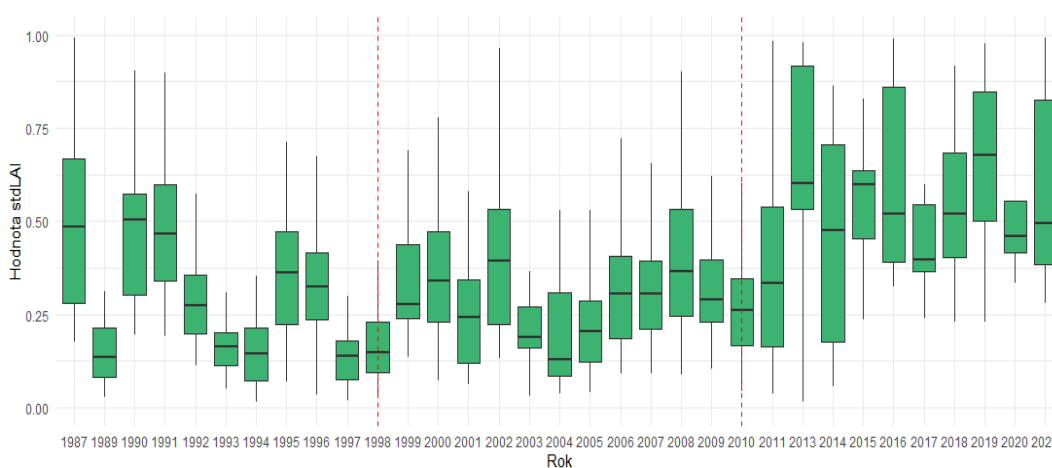
Obrázek 60. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokality zasaženou požáry od 1998 do 2010.

Na obrázku č. 61 je nárůst hodnot v grafu lineární regrese. Hodnoty významně rostou se sklonem 0,12. Dle nízké p-hodnoty se od sebe výrazně odlišují.

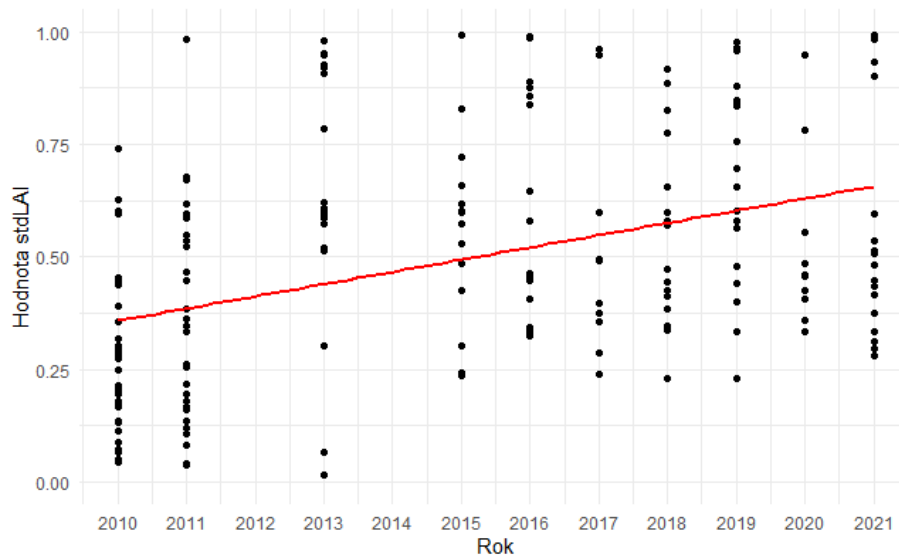


Obrázek 61. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu zasaženou požáry od r. 1988. Kde je $R^2 = 0,063$, $\beta = 0,12$ a $p < 0.001$.

Směrodatná odchylka pro tuto lokalitu z LAI je na obrázku č. 62 v rozlišení 5x5. Rozsah hodnot spektrální variability zaznamenává nárůst od konce všech požárů od roku 2010. To je patrné i z grafu lineární regrese ve stejném rozlišení na obrázku č. 63.

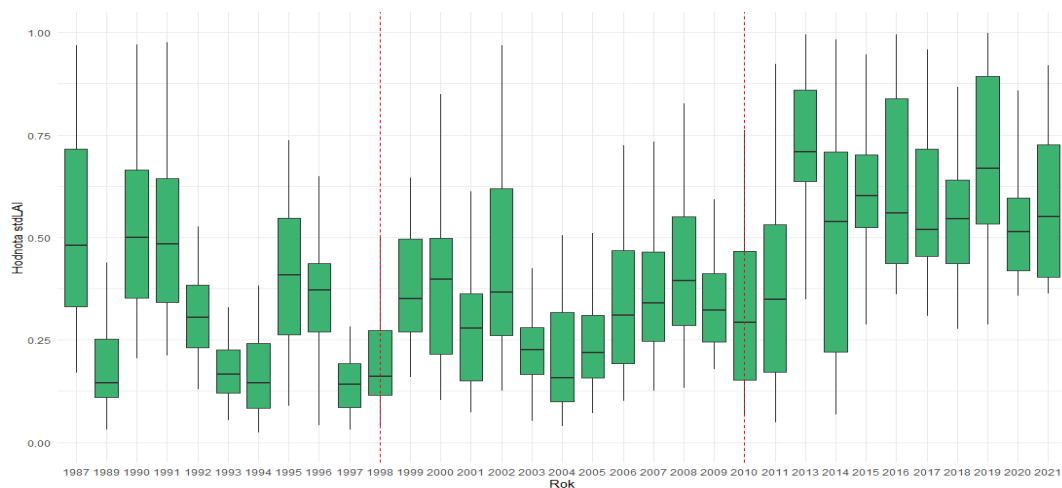


Obrázek 62. Rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI v rozlišení 5x5.



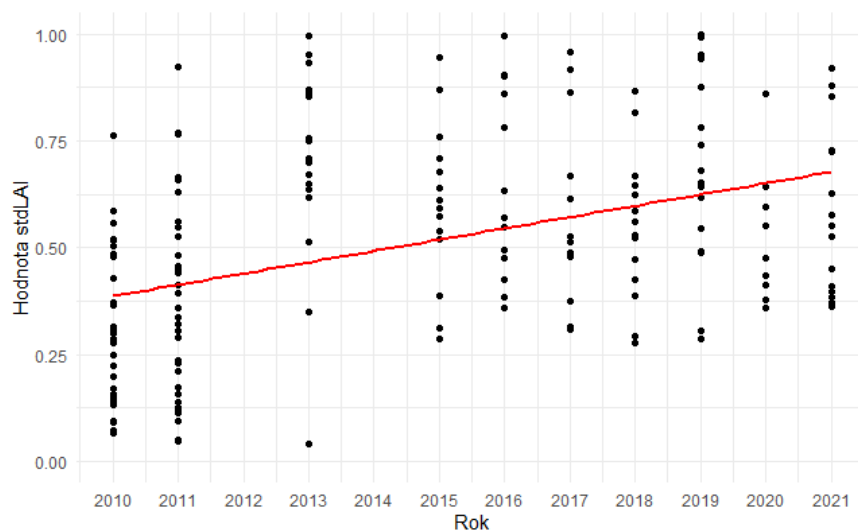
Obrázek 63. Lineární regrese pro směrodatnou odchylku LAI v rozlišení 5x5 od roku 2010, kde jsou hodnoty $R^2=0,17$, $\beta=0,081$ a $p<0,001$.

Rozsah hodnot z rozlišení 9x9 se minimálně liší od menšího měřítka, průběh spektrální variability je shodný. Hodnoty jsou zobrazeny v grafu na obrázku č. 64.



Obrázek 64. Rozsah hodnot směrodatné odchylky LAI v rozlišení 9x9.

Lineární regrese ze směrodatné odchylky v měřítku 9x9 je na obrázku č. 65. Spektrální variabilita od posledního požáru v roce 2010 roste a model má statistickou významnost.



Obrázek 65. Lineární regrese pro směrodatnou odchylku LAI v rozlišení 9x9 od roku 2010, hodnoty jsou $R^2=0,19$, $\beta=0,0875$ a $p<0,001$.

Mezi rozlišeními směrodatné odchylka LAI není, tak výrazný rozdíl jako u indexu NDVI. Spektrální variabilita na místech s různou úrovní disturbance zaznamenává výrazný nárůst spektrální variability a index LAI dosahuje vyšších hodnot lineární regrese.

U typu lokality s mírnými požáry mezi lety 1998 a 2010 je znatelné období disturbance především v časových řadách z hodnot NDVI a LAI. Z grafů lineární regrese pro tyto dva indexy vychází nárůst hodnot od roku 2010, kdy požáry v této lokalitě skončily. U výsledků pro směrodatnou odchylku je průběh spektrální variability přesnější z menšího měřítka, roky disturbance jsou zde oproti většímu měřítku rozpoznatelné. Vhodnost menšího měřítka na tento typ lokality potvrzují také hodnoty lineární regrese, které ukazují vyšší nárůst hodnot po disturbancech.

6. Diskuse

Série družic Landsat poskytuje data více než 50 let, a proto je vhodný pro výzkumy, které se zabývají dlouhým časovým obdobím. Pro vytváření dlouhodobých časových řad je důležitá návaznost mezi senzory jednotlivých družic, aby nedošlo ke zkreslení dat. Mezi sledovanými roky v této analýze je nutné přejít z dat Landsat 5 na data Landsat 8.

Z výzkumu od J. Vogelmana (2016) zaměřeného na kontinuitu senzorů Landsat a na jejich rozdíly v čase vyplývá, že přestože senzory na různých družicích mohou mít odlišné technické parametry, porovnatelnost spektrálních charakteristik mezi družicemi Landsat je dostačující. To znamená, že data z různých senzorů lze porovnávat a spojovat do dlouhodobých časových řad. Přestože jsou spektrální charakteristiky srovnatelné, mezi senzory stále dochází ke zkreslení výsledků. To je způsobeno odlišnými faktory, jako jsou různé úrovně zpracování dat a rozdílné vlastnosti senzorů. Dalšími výraznými faktory, které vytváří meziroční rozdíly, jsou vlhkostní a atmosférické podmínky či fenologie rostlin (Roy et al., 2016).

Vlhkostní podmínky mohou mít výrazný vliv na datové sady. Pokud jsou v jednom roce sušší podmínky než v jiném roce, může dojít ke změně vodní bilance krajiny, a tím i k odlišnému odrazu světla. Atmosférické podmínky také mohou data ovlivnit. V průběhu let se oblačnost liší, a data z různých let mohou být těmito rozdíly ovlivněna. Je to také důvod, proč byly z analýzy vyřazené některé roky. Fenologie rostlin by tuto analýzu neměla výrazně odlišit, jelikož bylo vybráno stejné časové období pro každý rok.

Spektrální heterogenita krajiny se týká rozdílných vlastností, které mohou ovlivňovat reflexi elektromagnetického záření v různých oblastech krajiny. Tyto vlastnosti mohou zahrnovat změny vegetačního pokryvu, geologické rysy, typ půdy a další faktory. Směrodatná odchylka NDVI je jedním z nástrojů používaných k měření vegetačního pokryvu a indikátoru zdraví rostlin. Volba správného měřítka může být klíčová pro správné měření spektrální variability. Podle studií Palmer et al., 2002; Rocchini et al., 2014, Oldeland et al., 2010 se výsledné hodnoty zlepšují se zvětšujícími se okny analýzy. Použití většího okna může vést k lepšímu zachycení spektrální variability, a tedy i k větší přesnosti výsledků. Tyto studie se zabývaly spektrální heterogenitou krajiny a sledovaly změny v podrobnosti měřítka. Palmer et. al. jako první představili

SVH a také poukázali na závislost spektrální a druhové variability na použitém měřítku. Rozlišení, které byly v této práci vybrané pro výpočet směrodatné odchylky NDVI, měly dle předpokladu vliv na výsledné hodnoty spektrální variability. Analýza této práce potvrdila předpoklad založený na zmíněných studiích, a u výsledku s méně podrobným měřítkem je spektrální variabilita vyšší. Lze říci, že použití méně podrobného měřítka může vést ke zvýšení spektrální variability. Méně podrobné měřítko zahrnuje větší plochu, která zahrnuje větší rozmanitost vegetace a půdních typů.

Vývoj spektrální variability na území národního Yellowstonského parku prozatím v souvislosti s hypotézou o spektrální variabilitě nebyl sledován, také žádný výzkum není zaměřený na takto dlouhé časové období. Vývoj spektrální variability je předmětem výzkumů zaměřených na testování hypotézy o spektrální variabilitě. Záměrem těchto výzkumů je poskytnout přehled současného stavu v oblasti využití spektrální heterogenity pro odhad druhové rozmanitosti. Toto je předmětem jedné z mnoha studií od Rocchiniho et al. z roku 2010 zaměřené na odhadování druhové bohatosti z družicových snímků.

Dálkový průzkum Země byl na území Yellowstonského parku v souvislosti s požáry v minulosti použit Potterem et al. z roku 2012 na sledování hustota obnovy stromků borovice kleče. V této studii pracovali s hyperspektrálními snímky získanými z leteckého spektrometru AVIRIS, ze kterých vytvořili 10 vegetačních indexů. Mapování bylo zaměřeno na vypálenou plochu na celém území národního parku. Z těchto získaných dat přišli na index shlukovitosti, který na tomto ekosystému ukázal velké změny v hustotě sledovaných vzorků, z analýzy vyplynul celkový pokles odhadované hustoty stromků o téměř 50 % mezi lety 1998 a 2007. Tento výzkum pomohl pochopit procesy sukcese v obnově lesa na území parku.

Na základě multispektrálních dat byla vytvořena studie od Li et al. z roku 2022, která hodnotila faktory před požárem a charakteristiky obnovených a neobnovených oblastí po požáru, také zkoumala možné důvody, které vedly k neobnovení oblastí po narušení požárem. Z tohoto výzkumu plyne, že nadmořská výška, srážky a pH půdy mají významný vliv na obnovu lesa. Tato práce byla především zaměřena na míru zasažení požárem a využívala indexy, které jsou specializované na oheň, například Normalized Burn Ratio a také se zaměřovala na okolní faktory, které mohly mít vliv na sukcesí na území parku.

Další využití dálkového průzkumu Země bylo zaměřeno na sledování obnovy lesa po požáru, za účelem pochopení kontroly obnovy a sukcese lesa a pro zjištění změn v rostlinných společenstvech po požárech. Výzkum od Frankse et al. z roku 2017 využívá roční časové řady ze satelitních snímků Landsat a porovnává vegetační metriky s terénními údaji o rozsahu spáleniště a struktuře porostů po požáru. Terénní data byla získána pro roky 1999-2005 s intervalem 3 roky, data jsou tedy jen pro 4 roky. Tato analýza porovnává výsledky z jednotlivých let, nikoliv časovou řadu. Analýza trendů víceletých lokalit dokázala vysvětlit 60 až 70 % zjištěných změn mezi pozemně sbíranými daty a satelitními metrikami.

Použitými indexy v této práci jsou NDVI a LAI a jejich směrodatná odchylka ve více rozlišeních. Do analýz byly vybrány dle jejich funkčnosti na vybranou zájmovou lokalitu. Ze všech časových řad pro vývoj hodnot spektrální variability v lokalitě zasažené požárem v r. 1988 je patrný pokles hodnot spojený s požárem a následný nárůst hodnot s nástupem sukcese. V tomto bodě se vybrané indexy rozcházejí a následný vývoj nárůstu spektrální variability je odlišný.

Hlavní nárůst vegetace byl v prvních 5 letech od požáru, hodnoty vegetace se na původní úroveň vrací mezi lety 2013 a 2015. Oba indexy zaměřené na sledování stavu vegetace dosahují shodných výsledků. Zato návrat hodnot spektrální variability na původní úroveň z indexů zaměřených na spektrální variabilitu dosahuje odlišných hodnot, ze směrodatné odchylky NDVI všechna rozlišení dosahují přibližně stejných hodnot jako před požárem v roce 1991. Naopak směrodatná odchylka z LAI potvrzuje hodnoty z indexu zaměřeného na vegetaci a to, že hodnoty dosahují původního rozsahu kolem roku 2013.

STD byla provedena ve více rozlišeních, jelikož má na výsledek významný vliv. U tohoto indexu byl nárůst hodnot po požáru z indexu NDVI velmi výrazný a změna je zejména rok po požáru. Výsledky jednotlivých rozlišení se mírně odlišují, ale rozsahy hodnot jsou srovnatelné, nejvýznamnější rozdíl je u grafů lineární regrese, kde větší rozlišení zaznamenává vysoký nárůst spektrální variability oproti malému rozlišení.

U STD z indexu LAI dochází k postupnému nárůstu hodnot spektrální variability a více se shoduje s nárůstem vegetace zjištěného z indexu. Spektrální variabilita ze směrodatné odchylky v lokalitách, které nebyly zasaženy žádným požárem, dosahuje

stabilního rozsahu hodnot a v tomto případě není výrazný rozdíl mezi použitým rozlišením.

Pozorovány byly v rámci analýzy i lokality, které byly v minulosti zasaženy častými disturbancemi, liší se od sebe tím, (i) zda byly postiženy i velkým požárem v roce 1988 nebo (ii) se na jejich území vyskytovalo pouze množství malých požárů. Pozorované typy lokalit se v časových řadách výrazně odlišují. Tyto lokality byly vybrány z důvodu porovnání vývoje spektrální variability na místech s odlišnou disturbancí. Měřítka směrodatné odchylky NDVI reaguje na lokalitách s menšími disturbancemi stejně jako na ostatních lokalitách. V tomto výzkumu se potvrdila vhodnost aplikace většího rozlišení.

Družicové systémy při splnění základních předpokladů, jako je například vhodné časové rozlišení a nízká oblačnost mohly sloužit jako účinný nástroj na predikci vývoje vegetace na lokalitách zasažených disturbancemi (C. Wang et al., 2022). Tímto výzkumem bylo ověřeno využití dálkového průzkumu Země na sledování vývoje vegetace, je to velice vhodný nástroj, který do budoucna může nahradit či urychlit terénní výzkumy. Dalším směrem využití dálkového průzkumu Země je detekce požárů v reálném čase, což může výrazně pomoci v monitorování přírodních katastrof. Termální a multispektrální pásma lze využít nejen ke sledování následků požárů, ale také k jejich predikci (Maffei et al., 2021).

Zájmová lokalita v Yellowstonském parku byla ideálním místem na pozorování dlouhé časové řady na území, kde vegetace rostla od začátku na holé půdě a sledované období zaujalo celý vývoj nového zalesnění. Tato analýza se do budoucna dá využít i na půdě České republiky, nyní se nabízí lesy v národním parku České Švýcarsko, kde v roce 2022 došlo k významným požárům.

Vývoj spektrální variability odpovídal předpokladům a lze využít k potvrzení hypotézy o spektrální variabilitě. Dle získaných hodnot spektrální variability z výsledků ze směrodatných odchylek se druhová bohatost na území Yellowstonského parku zvýšila, toto zjištění lze potvrdit na základě výzkumů z terénu, které byly od roku 1988 prováděny na území parku (Romme et al., 2011; Turner et al., 1994). Disturbance na území parku paradoxně růst vegetace pozitivně ovlivnily.

7. Závěr

V rámci této práce byl sledován vývoj spektrální variability v lokalitách, které byly zasažené rozsáhlým požárem v roce 1988. Byla využita směrodatná odchylka NDVI, kterou jsem vypočítala ve více velikostech rozlišení. Z výsledků vyšlo, že s velikostí měřítka roste i spektrální variabilita. Ta byla sledována na 3 typech lokalit s různou mírou disturbance. Hodnoty spektrální variability byly porovnány s výsledky na lokalitách bez požáru, kde je spektrální variabilita ve všech rozlišeních konstantní a hodnoty vegetace dosahují vyšších mediánových hodnot než lokality zasažené disturbancemi.

Hlavním cílem bylo posouzení platnosti hypotézy o spektrální variabilitě. Výsledky prokázaly, že spektrální variabilita po disturbanci roste a není závislá na míře disturbance. V této práci bylo použito více vegetačních metrik, a i když jsou výsledky srovnatelné, dochází zde k určitým rozdílům, z čehož vychází, že vybraná metrika má vliv na konečné výsledky. Také se potvrdil vliv velikosti měřítka na výsledky. Zvolené metriky se prokázaly jako vhodný nástroj k využití ve vysoce heterogenních mozaikách krajiny.

Z obou použitých vegetačních indexů vychází, že se hodnoty určující obsah vegetace vrátily na původní hodnoty mezi roky 2013 a 2015. Tyto indexy se liší průběhem hodnot, ale lze říci, že obě metody NDVI i LAI jsou srovnatelné, jelikož výsledek o množství vegetace je shodný. Spektrální variabilita získaná ze směrodatných odchylek použitých vegetačních indexů se vyvíjí dle původního předpokladu, ale mezi jednotlivými indexy dochází k odlišným průběhům vývoje hodnot.

Dosažené výsledky analýz prokazují nárůst spektrální variability na místech s vysokou disturbancí. Tím lze dokázat, že SVH je účinným nástrojem při mapování lokalit s nárůstem vegetace za dlouhé časové období. Při této analýze byl ověřen předpoklad, že spektrální variabilita po požáru bude narůstat, a v některých případech jsou dokonce hodnoty spektrální variability několik desítek let po požáru vyšší než před ním.

Výsledky tohoto výzkumu ověřily, že použití dálkového průzkumu Země je účinným nástrojem pro sledování vývoje vegetace a lze poskytnout vývoj a současný stav pro odhad druhové rozmanitosti. Je velmi reálné, že DPZ v budoucnu terénní pozorování lokalit nahradí a již nyní lze využít k významnému urychlení výzkumů.

Na výzkum spektrální variability v Yellowstonském parku v této práci je možné navázat s použitím dalších vegetačních metrik jako je Normalized difference water index, Burn area index nebo Enhanced vegetation index. Spektrální variabilita lze dále vypočítat ze Shannonova indexu či Rao's Q indexu a tím porovnat výsledky jednotlivých metrik v rozdílných měřítkách.

Tato analýza lze aplikovat na různé druhy lokalit, na kterých probíhá jakákoliv forma sukcese, protože bylo použito více měřítek, tím je možné dále sledovat vliv velikosti měřítka na zájmovou lokalitu. Na území České republiky se může jednat o lokality výsypek, které jsou častým zájmem pozemních výzkumů sukcese a v tomto případě dálkový průzkum Země je ideální variantou jak výzkum urychlit či rozšířit z jiné perspektivy.

8. Seznam použitých zdrojů

- Bendavid, N. S., Alexander, H. D., Davydov, S. P., Kropp, H., Mack, M. C., Natali, S. M., Spawn-Lee, S. A., Zimov, N. S., & Loranty, M. M. (2023). Shrubs Compensate for Tree Leaf Area Variation and Influence Vegetation Indices in Post-Fire Siberian Larch Forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 128(3). <https://doi.org/10.1029/2022JG007107>
- Bright, B. C., Hudak, A. T., Kennedy, R. E., Braaten, J. D., & Khalyani, A. H. (2019). Examining post-fire vegetation recovery with Landsat time series analysis in three western North American forest types. <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0021-9>
- Burkhard, B., Fath, B. D., & Müller, F. (2011). Adapting the adaptive cycle: Hypotheses on the development of ecosystem properties and services. *Ecological Modelling*, 222(16), 2878–2890. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2011.05.016>
- Clements, F. E. (2012). Plant succession; an analysis of the development of vegetation,. *Plant succession; an analysis of the development of vegetation*,. <https://doi.org/10.5962/BHL.TITLE.56234>
- Curran, P. (1983). Multispectral remote sensing for the estimation of green leaf area index. *The study of the ocean and the land surface from satellites*, 257–270.
- Dara, A., Baumann, M., Kuemmerle, T., Pflugmacher, D., Rabe, A., Griffiths, P., Hölzel, N., Kamp, J., Freitag, M., & Hostert, P. (2018). Mapping the timing of cropland abandonment and recultivation in northern Kazakhstan using annual Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 213, 49–60. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.05.005>
- Davi, H., Soudani, K., Deckx, T., Dufrene, E., le Dantec, V., & François, C. (2006). Estimation of forest leaf area index from SPOT imagery using NDVI distribution over forest stands. *International Journal of Remote Sensing*, 27(5), 885–902. <https://doi.org/10.1080/01431160500227896>

- Fierer, N., Nemergut, D., Knight, R., & Craine, J. M. (2010). Changes through time: Integrating microorganisms into the study of succession. *Research in Microbiology*, 161(8), 635–642. <https://doi.org/10.1016/J.RESMIC.2010.06.002>
- Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service). (b.r.-a). Získáno 24. února 2023, z <https://www.nps.gov/yell/learn/nature/fire.htm>
- Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service). (b.r.-b). Získáno 24. února 2023, z <https://www.nps.gov/yell/learn/nature/fire.htm>
- Fokeng, R. M., & Fogwe, Z. N. (2022). Landsat NDVI-based vegetation degradation dynamics and its response to rainfall variability and anthropogenic stressors in Southern Bui Plateau, Cameroon. *Geosystems and Geoenvironment*, 1(3), 100075. <https://doi.org/10.1016/J.GEOGEO.2022.100075>
- Franks, S., Masek, J. G., & Turner, M. G. (2017). Monitoring forest regrowth following large scale fire using satellite data-A case study of Yellowstone National Park, USA-. <https://doi.org/10.5721/EuJRS20134632>, 46(1), 561–569. <https://doi.org/10.5721/EUJRS20134632>
- Hall-Beyer, M. (2012). Patterns in the yearly trajectory of standard deviation of NDVI over 25 years for forest, grasslands and croplands across ecological gradients in Alberta, Canada. *International Journal of Remote Sensing*, 33(9), 2725–2746. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.620029>
- Hanes, T. L. (1971). Succession after Fire in the Chaparral of Southern California. *Ecological Monographs*, 41(1), 27–52. <https://doi.org/10.2307/1942434>
- Kato, A., Thau, D., Hudak, A. T., Meigs, G. W., & Moskal, L. M. (2020). Quantifying fire trends in boreal forests with Landsat time series and self-organized criticality. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111525. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.111525>
- Kiel, N. G., & Turner, M. G. (2022). Where are the trees? Extent, configuration, and drivers of poor forest recovery 30 years after the 1988 Yellowstone fires. *Forest Ecology and Management*, 524. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2022.120536>

- Landsat Missions* / U.S. Geological Survey. (b.r.). Získáno 24. únor 2023, z <https://www.usgs.gov/landsat-missions>
- Levin, N., Shmida, A., Levanoni, O., Tamari, H., & Kark, S. (2007). Predicting mountain plant richness and rarity from space using satellite-derived vegetation indices. *Diversity and Distributions*, *13*(6), 692–703. <https://doi.org/10.1111/J.1472-4642.2007.00372.X>
- Li, H. ;, Speer, J. H. ;, Thapa, I., Yu, L., Li, H., Speer, J. H., & Thapa, I. (2022). Analyzing Resilience in the Greater Yellowstone Ecosystem after the 1988 Wildfire in the Western U.S. Using Remote Sensing and Soil Database. *Land* 2022, Vol. 11, Page 1172, *11*(8), 1172. <https://doi.org/10.3390/LAND11081172>
- Madonsela, S., Cho, M. A., Ramoelo, A., & Mutanga, O. (2017). Remote sensing of species diversity using Landsat 8 spectral variables. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *133*, 116–127. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2017.10.008>
- Maffei, C., Lindenbergh, R., & Menenti, M. (2021). Combining multi-spectral and thermal remote sensing to predict forest fire characteristics. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *181*, 400–412. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2021.09.016>
- Masek, J. G., Huang, C., Wolfe, R., Cohen, W., Hall, F., Kutler, J., & Nelson, P. (2008). North American forest disturbance mapped from a decadal Landsat record. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.02.010>
- Maxwald, M., Immitzer, M., Rauch, H. P., & Preti, F. (2022). Analyzing Fire Severity and Post-Fire Vegetation Recovery in the Temperate Andes Using Earth Observation Data. *Fire*, *5*(6). <https://doi.org/10.3390/FIRE5060211>
- McIntosh, R. P. (1999). The Succession of Succession: A Lexical Chronology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, *80*(4), 256–265. <http://www.jstor.org/stable/20168372>
- Nolè, A., Rita, A., Spatola, M. F., & Borghetti, M. (2022). Biogeographic variability in wildfire severity and post-fire vegetation recovery across the European forests

- via remote sensing-derived spectral metrics. *Science of The Total Environment*, 823, 153807. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153807>
- Oikonomakis, N., & Ganatsas, P. (2012). Land cover changes and forest succession trends in a site of Natura 2000 network (Elatia forest), in northern Greece. *Forest Ecology and Management*, 285, 153–163. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2012.08.013>
- Oindo, B. O., & Skidmore, A. K. (2002). Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *International Journal of Remote Sensing*, 23(2), 285–298. <https://doi.org/10.1080/01431160010014819>
- Oldeland, J., Wesuls, D., Rocchini, D., Schmidt, M., & Jürgens, N. (2010). Does using species abundance data improve estimates of species diversity from remotely sensed spectral heterogeneity? *Ecological Indicators*, 10(2), 390–396. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2009.07.012>
- Palmer, M. W., Earls, P. G., Hoagland, B. W., White, P. S., & Wohlgemuth, T. (2002). Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics*, 13(2), 121–137. <https://doi.org/10.1002/ENV.516>
- Parviainen, M., Luoto, M., & Heikkinen, R. K. (2010). NDVI-based productivity and heterogeneity as indicators of plant-species richness in boreal landscapes. *Boreal Environment Research*, 15(3), 301–318.
- Potter, C., Li, S., Huang, S., & Crabtree, R. L. (2012). Analysis of sapling density regeneration in Yellowstone National Park with hyperspectral remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 121, 61–68. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2012.01.019>
- Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363–366. <https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.2008.00412.X>
- Prach, K., & Walker, L. R. (2011). Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(3), 119–123. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2010.12.007>

- Rocchini, D., Balkenhol, N., Carter, G. A., Foody, G. M., Gillespie, T. W., He, K. S., Kark, S., Levin, N., Lucas, K., Luoto, M., Nagendra, H., Oldeland, J., Ricotta, C., Southworth, J., & Neteler, M. (2010). Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics*, 5(5), 318–329. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2010.06.001>
- Rocchini, D., Dadalt, L., Delucchi, L., Neteler, M., & Palmer, M. W. (2014). Disentangling the role of remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy for North American plant species richness. *Community Ecology*, 15(1), 37–43. <https://doi.org/10.1556/COMEC.15.2014.1.4/METRICS>
- Rocchini, D., Chiarucci, A., & Loiselle, S. A. (2004). Testing the spectral variation hypothesis by using satellite multispectral images. *Acta Oecologica*, 26(2), 117–120. <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2004.03.008>
- Rocchini, D., Marcantonio, M., Da Re, D., Bacaro, G., Feoli, E., Foody, G. M., Furrer, R., Harrigan, R. J., Kleijn, D., Iannacito, M., Lenoir, J., Lin, M., Malavasi, M., Marchetto, E., Meyer, R. S., Moudry, V., Schneider, F. D., Šímová, P., Thornhill, A. H., ... Ricotta, C. (2021). From zero to infinity: Minimum to maximum diversity of the planet by spatio-parametric Rao's quadratic entropy. *Global Ecology and Biogeography*, 30(5), 1153–1162. <https://doi.org/10.1111/GEB.13270>
- Rocchini, D., Marcantonio, M., & Ricotta, C. (2017). Measuring Rao's Q diversity index from remote sensing: An open source solution. *Ecological Indicators*, 72, 234–238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.039>
- Rodríguez Rodríguez, A., Luis Mora, J., Arbelo, C., & Bordon, J. (2005). Plant succession and soil degradation in desertified areas (Fuerteventura, Canary Islands, Spain). *Catena*, 59(2), 117–131. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2004.07.002>
- Romme, W. H., Boyce, M. S., Gresswell, R., Merrill, E. H., Minshall, G. W., Whitlock, C., & Turner, M. G. (2011). Twenty Years After the 1988 Yellowstone Fires: Lessons About Disturbance and Ecosystems. *Ecosystems*, 14(7), 1196–1215. <https://doi.org/10.1007/S10021-011-9470-6>

- Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., & Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, *185*, 57–70. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2015.12.024>
- Roy, D. P., Wulder, M. A., Loveland, T. R., C.E., W., Allen, R. G., Anderson, M. C., Helder, D., Irons, J. R., Johnson, D. M., Kennedy, R., Scambos, T. A., Schaaf, C. B., Schott, J. R., Sheng, Y., Vermote, E. F., Belward, A. S., Bindschadler, R., Cohen, W. B., Gao, F., ... Zhu, Z. (2014). Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, *145*, 154–172. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2014.02.001>
- Rutherford, M. C., Powrie, L. W., Husted, L. B., & Turner, R. C. (2011a). Early post-fire plant succession in Peninsula Sandstone Fynbos: The first three years after disturbance. *South African Journal of Botany*, *77*(3), 665–674. <https://doi.org/10.1016/J.SAJB.2011.02.002>
- Rutherford, M. C., Powrie, L. W., Husted, L. B., & Turner, R. C. (2011b). Early post-fire plant succession in Peninsula Sandstone Fynbos: The first three years after disturbance. *South African Journal of Botany*, *77*(3), 665–674. <https://doi.org/10.1016/J.SAJB.2011.02.002>
- Řehouňková, K., & Prach, K. (2010). Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. *Basic and Applied Ecology*, *11*, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.06.007>
- Sharma, M., Bangotra, P., Gautam, A. S., & Gautam, S. (2022). Sensitivity of normalized difference vegetation index (NDVI) to land surface temperature, soil moisture and precipitation over district Gautam Buddh Nagar, UP, India. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, *36*(6), 1779–1789. <https://doi.org/10.1007/S00477-021-02066-1/FIGURES/5>
- Shrestha, S., Williams, C. A., Rogers, B. M., Rogan, J., & Kulakowski, D. (2022). Wildfire controls on land surface properties in mixed conifer and ponderosa pine forests of Sierra Nevada and Klamath mountains, Western US. *Agricultural and Forest Meteorology*, *320*. <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2022.108939>

- Schmidtlein, S., & Fassnacht, F. E. (2017). The spectral variability hypothesis does not hold across landscapes. *Remote Sensing of Environment*, 192, 114–125. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.036>
- Schoennagel, T., Waller, J., Turner, J., & Romme, W. H. (2004). The effect of fire interval on post-fire understory communities in Yellowstone National Park. *Journal of Vegetation Science*, 15, 797–806.
- Statistics of Image Neighborhoods* | Google Earth Engine | Google Developers. (b.r.). Získáno 27. února 2023, z https://developers.google.com/earth-engine/guides/reducers_reduce_neighborhood
- Sun, D., Mudrák, O., Ardestani, M. M., & Frouz, J. (2023). Unravelling the role of soil microflora from micro and macro aggregates in plant growth during primary and secondary successions. *CATENA*, 220, 106655. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106655>
- Technical Details* | Landsat Science. (b.r.). Získáno 6. března 2023, z <https://landsat.gsfc.nasa.gov/about/technical-details/>
- Torresani, M., Rocchini, D., Sonnenschein, R., Zebisch, M., Marcantonio, M., Ricotta, C., & Tonon, G. (2019). Estimating tree species diversity from space in an alpine conifer forest: The Rao's Q diversity index meets the spectral variation hypothesis. *Ecological Informatics*, 52, 26–34. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.04.001>
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- Turner, M. G., Hargrove, W. W., Gardner, R. H., & Romme, W. H. (1994). Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science*, 5(5), 731–742. <https://doi.org/10.2307/3235886>
- Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H., & Hargrove, W. W. (1997). Effects of Fire Size and Pattern on Early Succession in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*, 67(4), 411. <https://doi.org/10.2307/2963464>

- Turner, M. G., Romme, W. H., & Tinker, D. B. (2003). Surprises and Lessons from the 1988 Yellowstone Fires. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 351. <https://doi.org/10.2307/3868187>
- Viana-Soto, A., Okujeni, A., Pflugmacher, D., García, M., Aguado, I., & Hostert, P. (2022). Quantifying post-fire shifts in woody-vegetation cover composition in Mediterranean pine forests using Landsat time series and regression-based unmixing. *Remote Sensing of Environment*, 281, 113239. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2022.113239>
- Vogelmann, J. E., Gallant, A. L., Shi, H., & Zhu, Z. (2016). Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment*, 185, 258–270. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2016.02.060>
- Walker, L. R., Moral, R. Del, Lawrence, C., Walker, R., & Del, R. (1999). Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 80, no. 4 . <http://www.cambridge.org>
- Wang, C., Wang, A., Guo, D., Li, H., & Zang, S. (2022). Off-peak NDVI correction to reconstruct Landsat time series for post-fire recovery in high-latitude forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 107, 102704. <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2022.102704>
- Wang, Q., Moreno-Martínez, Á., Muñoz-Marí, J., Campos-Taberner, M., & Camps-Valls, G. (2023). Estimation of vegetation traits with kernel NDVI. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 195, 408–417. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2022.12.019>
- Woodcock, C. E., Macomber, S. A., Pax-Lenney, M., & Cohen, W. B. (2001). Monitoring large areas for forest change using Landsat: Generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment*, 78(1–2), 194–203. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00259-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00259-0)
- Wulder, M. A., White, J. C., Loveland, T. R., Woodcock, C. E., Belward, A. S., Michael Wulder, A. A., Cohen, W. B., Fosnight, E. A., Shaw, J., Masek, J. G., & Roy, D. P. (2016). *The Global Landsat Archive: Status, Consolidation, and*

Direction Recommended Citation The global Landsat archive: Status, consolidation, and direction. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.032>

Young, N. E., Anderson, R. S., Chignell, S. M., Vorster, A. G., Lawrence, R., & Evangelista, P. H. (2017). A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology*, 98(4), 920–932. <https://doi.org/10.1002/ECY.1730>

Zheng, G., & Moskal, L. M. (2009). Retrieving Leaf Area Index (LAI) Using Remote Sensing: Theories, Methods and Sensors. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 9(4), 2719. <https://doi.org/10.3390/S90402719>

Seznam obrázků

Obrázek 1. 4 fáze sukcese v lese po požáru (http://www.britannica.com/EBchecked/topic/178264/ecological-succession).	5
Obrázek 2. Spektrální pásma pro senzory TM a ETM+ nacházející se na družici Landsat 5 a 7, OLI a TIRS na družici Landsat 8 (Technical Details Landsat Science, 2023).	7
Obrázek 3. Extrémní příklad požáru z roku 1988 (Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service), 2023).....	10
Obrázek 4. Rozsah požárů na území parku od roku 1988 do roku 2019 (Fire - Yellowstone National Park (U.S. National Park Service), 2023).	11
Obrázek 5. Zobrazení jádra v procesu směrodatné odchylky NDVI (Statistics of Image Neighborhoods, 2023).....	14
Obrázek 6. Poloha Yellowstonského národního parku (Yellowstone National Park Natural World Heritage Sites, 2023).....	16
Obrázek 7. Směrodatné odchylky s rozlišením 3x3.....	18
Obrázek 8. Směrodatné odchylky s rozlišením 5x5.....	19
Obrázek 9. Směrodatné odchylky s rozlišením 7x7.....	19
Obrázek 10. Směrodatné odchylky s rozlišením 9x9.....	20
Obrázek 11. LAI pro rok 1987.....	20

Obrázek 12. NDVI před požáry (1987) a umístění zájmových lokalit.	21
Obrázek 13. Hodnoty NDVI pro místa zasažené požárem v r. 1988.	24
Obrázek 14. Graf lineární regrese pro NDVI od roku 1989. R^2 je 0,283, sklon Beta je 0,0762 a p-hodnota je $< 2,2e-16$	25
Obrázek 15. Hodnoty NDVI v intervalu prvních 5 let po požáru. R^2 je 0,295, sklon Beta je 0,424 a p-hodnota $< 2,2e-16$	26
Obrázek 16. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 3x3.	27
Obrázek 17. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 3x3, R^2 je 0,025, sklon Beta je 0.0002863 a p-hodnota 4.179e-09.	28
Obrázek 18. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 5x5	29
Obrázek 19. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 5x5, R^2 je 0,0368, sklon Beta je 0,00041 a p-hodnota 2.347e-12.	29
Obrázek 20. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 7x7	31
Obrázek 21. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 7x7, R^2 je 0,0543, sklon Beta je 0,00049 a p-hodnota $< 2,2e-16$	31
Obrázek 22. Rozsah hodnot a mediány ze směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené požárem v roce 1988 v rozlišení 9x9.	32
Obrázek 23. Křivka lineární regrese pro spektrální variabilitu z STD s rozlišením 9x9. R^2 je 0,061, sklon Beta je 0,00052 a p-hodnota $< 2,2e-16$	33
Obrázek 24. Interval prvních 5 let po požáru. STD v rozlišení 9x9, kde R^2 je 0,035, sklon Beta je 0,003 a p-hodnota 0,0016.	34
Obrázek 25. Interval prvních 5 let po požáru. STD v rozlišení 9x9, kde R^2 je 0,0321, sklon Beta je 0,003 a p-hodnota 0,0037.	34
Obrázek 26. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988.	36

Obrázek 27. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988. Kde je R^2 0.2663, sklon Beta 0.06226 a p-hodnota $< 2.2e-16$	36
Obrázek 28. Hodnoty NDVI na místech nezasažených požárem.	40
Obrázek 29. Lineární regrese pro NDVI na místech nezasažených požárem, kde R^2 je 0.163, sklon Beta je 0.0035 a p-hodnota $< 2,2e-16$	40
Obrázek 30. Rozsah hodnot STD pro lokality nezasažené požárem v rozlišení 7x7. 41	
Obrázek 31. Hodnoty STD pro lokality bez požáru v rozlišení 7x7, kde R^2 je -0.000438, sklon Beta je 0.000127 a p-hodnota 0.509.	42
Obrázek 32. Rozsah hodnot STD pro lokality nezasažené požárem v rozlišení 9x9. 42	
Obrázek 33. Hodnoty STD pro lokality bez požáru v rozlišení 9x9, kde R^2 je -0.0003685, sklon Beta je 0.0001484 a p-hodnota 0.4632.	43
Obrázek 34. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu nezasaženou požárem.	44
Obrázek 35. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu nezasaženou požárem. Kde je R^2 0.00004, sklon je -0.00024 a p-hodnota je 0,9365.	44
Obrázek 36. Hodnoty NDVI pro Lokality zasažené od roku 1988 do roku 2002	45
Obrázek 37. Lineární regrese pro NDVI na lokalitě (i) od roku bez požáru, kde je sklon 0.0053, R^2 0.049 a p-hodnota $< 2.2e-16$	46
Obrázek 38. STD v rozlišení 3x3 pro lokalitu s požáry do roku 2002.	46
Obrázek 39. Vývoj lineární regrese směrodatné odchylky v rozlišení 3x3 od posledního požáru. R^2 je 0,009, sklon je 0,0014 a p-hodnota je 0.001434.	47
Obrázek 40. Časová řada STD v rozlišení 7x7 pro lokality zasažené požáry od 1988 do roku 2002.	47
Obrázek 41. Graf lineární regrese pro rozlišení 7x7 směrodatné odchylky NDVI v lokalitách zasaženými požáry od 1988 do roku 2002. Zobrazené hodnoty od posledního požáru jsou R^2 0,093, sklon Beta 0.00061 a p-hodnota 0,093.	48
Obrázek 42. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu zasaženou požáry od 1988 do 2002.	49

Obrázek 43. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988. Kde je R^2 0,208, sklon Beta 0.087 a p-hodnota je $< 2.2e-16$	49
Obrázek 44. NDVI pro lokality s požáry od roku 1998 do roku 2010.....	53
Obrázek 45. Lineární regrese pro hodnoty NDVI na lokalitách zasažených mírnými požáry od 1998 do roku 2010. Sklon je 0.01114, R^2 je 0.09941 a p-hodnota je $8.128e-09$	53
Obrázek 46. Časová řada STD v rozlišení 3x3 pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010.	54
Obrázek 47. Lineární regrese pro STD v rozlišení 3x3 pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010. R^2 je 0,0104, sklon Beta 0,0006 a p-hodnota 0,0377	55
Obrázek 48. Časová řada STD v rozlišení 7x7 pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010.	55
Obrázek 49. Graf lineární regrese pro rozlišení 7x7 směrodatné odchylky NDVI pro lokality zasažené mírnými požáry od 1998 do roku 2010 hodnoty jsou: R^2 0,009, sklon Beta 0,00053 a p-hodnota 0,05.....	56
Obrázek 50. Rozsah hodnot z indexu LAI pro lokalitu zasaženou požáry od 1998 do 2010.....	56
Obrázek 51. Lineární regrese pro index LAI pro lokalitu zasaženou požárem v r. 1988. Kde je R^2 0,063, sklon křivky je 0,12 a p-hodnota je $5,57e-06$	57

Seznam tabulek

- Tabulka 1. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.....27
- Tabulka 2. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.....28
- Tabulka 3. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.....30
- Tabulka 4. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.....32
- Tabulka 5. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.....35
- Tabulka 7. Wilcoxon nepárový test, srovnatelnost lokalit před požárem a po požáru.....37

Přílohy

Scripty pro vytvoření indexů v GEE:

NDVI A STD PRO LANDSAT 5 (v tomto případě rozlišení 3x3)

```
// MASKA NA OBLAČNOST
var cloudMaskL457 = function(image) {
  var qa = image.select('pixel_qa');
  // If the cloud bit (5) is set and the cloud confidence (7) is high
  // or the cloud shadow bit is set (3), then it's a bad pixel.
  var cloud = qa.bitwiseAnd(1 << 5)
    .and(qa.bitwiseAnd(1 << 7))
    .or(qa.bitwiseAnd(1 << 3));

  // Remove edge pixels that don't occur in all bands
  var mask2 = image.mask().reduce(ee.Reducer.min());
  return image.updateMask(cloud.not()).updateMask(mask2);
};

// LANDSAT 5 kolekce
var l5 = ee.ImageCollection('LANDSAT/LT05/C01/T1_SR');
// cyklus pro vybrane roky 1987 - 2011
for (var year = 1987; year <= 2011; year++) {
  var startDate = year + '-06-01';
  var endDate = year + '-09-30';
  // Filtr pro kompozit Landsat 5
  var l5_filtered = l5.filterDate(startDate, endDate)
    .filterBounds(geometry)
    .map(cloudMaskL457)
    .median();

  // NDVI
  var red = l5_median.select('B3');
  var nir = l5_median.select('B4');
  var ndvi = nir.subtract(red).divide(nir.add(red)).rename('NDVI');
  // Smerodatna odchylka z NDVI (zde rozliseni 3x3)
  var texture = ndvi.reduceNeighborhood({
    reducer: ee.Reducer.stdDev(),
    kernel: ee.Kernel.square(3), //zde lze nastavit rozliseni
  });
  // parametry na vizualizaci
  var visParams = {
```



```

bands: ['B4', 'B3', 'B2'],
min: 0,
max: 3000,
gamma: 1.4,
};
var ndviParams = {min: -1, max: 1, palette: ['blue', 'white', 'green']};
// vrstva do mapy
Map.addLayer(l5_median, visParams, 'Landsat ' + year, false);
Map.addLayer(ndvi, ndviParams, 'NDVI ' + year, false);
Map.addLayer(texture, ndviParams, 'Texture ' + year, false);
  Export.image.toDrive({
    image: ndvi,
    description: 'ndvi_' + year.toString(),
    folder: 'DPI8',
    scale: 30,
    fileFormat: 'GeoTIFF',
    region: geometry
  });
Export.image.toDrive({
  image: texture,
  folder: 'STD_k3',
  description: 'std' + year + '_k3',
  scale: 30,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  region: geometry
});
}

```

LAI a STD v rozlišení 9x9 LANDSAT 5

```

// casovy usek
var startYear = 1987;
var endYear = 2011;
// funkce pro LAI
function calculateLAI(image) {
  // get the necessary bands
  var blue = image.select('B1');
  var green = image.select('B2');
  var red = image.select('B3');
  var nir = image.select('B4');
  // NDVI

```

```

var ndvi = nir.subtract(red).divide(nir.add(red));
  // vzorec pro LAI = exp(3.487 * NDVI - 0.623)
var lai = ndvi.expression('exp(3.487 * NDVI - 0.623)', {'NDVI': ndvi});
return image.addBands(lai.rename('LAI'));
}
// Landsat 5 kolekce a aplikovani filtru
var collection = ee.ImageCollection('LANDSAT/LT05/C01/T1_SR')
  .filterBounds(geometry)
  .filterDate(startYear + "-06-01", endYear + "-09-30")
  .map(calculateLAI)
  .filterMetadata('CLOUD_COVER','less_than',50);
// parametry na pripadnou vizualizaci
var LAI_VIS_PARAMS = {
  bands: ["LAI"],
  min: 0,
  max: 5,
  palette: ["000000", "00FF00"]
};
var STD_VIS_PARAMS = {
  bands: ["STD"],
  min: 0,
  max: 5,
  palette: ["000000", "00FF00"]
};
// vizualizace a export
for (var year = startYear; year <= endYear; year++) {
  // Select the images for the current year
  var yearCollection = collection.filter(ee.Filter.calendarRange(year, year, "year"));
  // median LAI, orez o vybrane uzemi
  var medianImage = yearCollection.median().clip(geometry);
  // vytvoreni smerodatne odchylky ve vybranem rozliseni
  var stdDevImage = medianImage.select('LAI').reduceNeighborhood({
    reducer: ee.Reducer.stdDev(),
    kernel: ee.Kernel.square(9),
  });
  // pridani pasem LAI a STD
  var resultImage = medianImage.addBands(stdDevImage.rename('STD'));
  // vizualizace LAI
  var LAI_VIS = resultImage.visualize(LAI_VIS_PARAMS);

```

```

var STD_VIS = resultImage.select('STD').visualize(STD_VIS_PARAMS);
Map.addLayer(LAI_VIS, {}, year.toString() + " LAI");
Map.addLayer(STD_VIS, {}, year.toString() + " STD");
// Export na disk
Export.image.toDrive({
  image: resultImage.select(["STD"]),
  description: "LAI_5_" + year.toString(),
  folder: "LAI_STD_5",
  scale: 30,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  region: geometry
});
}
Export.image.toDrive({
  image: medianImage.select(["LAI"]),
  description: "LAI_" + year.toString(),
  folder: "LAI",
  scale: 30,
  region: geometry,
  maxPixels: 1e13
});

```

NDVI a STD LANDSAT 8

```

// maska pro l8
function maskL8sr(image) {
  var cloudShadowBitMask = (1 << 3);
  var cloudsBitMask = (1 << 5);
  var qa = image.select('pixel_qa');
  var mask = qa.bitwiseAnd(cloudShadowBitMask).eq(0)
    .and(qa.bitwiseAnd(cloudsBitMask).eq(0));
  return image.updateMask(mask);
}
// cyklus pro vybrane roky 2013 - 2021
for (var year = 2013; year <= 2021; year++) {
  var startDate = year + '-06-01';
  var endDate = year + '-09-30';
  // Filtr pro kompozit Landsat 8
  var l8 = ee.ImageCollection('LANDSAT/LC08/C01/T1_SR')
    .filterDate(startDate, endDate)
    .filterBounds(geometry)

```

```

        .map(maskL8sr)
        .median();
// Parametry na vizualizaci
var visParams = {
  bands: ['B5', 'B4', 'B3'],
  min: 0,
  max: 3000,
  gamma: 1.4,
  region: geometry,
};
// vlozeni snimku do mapy
Map.addLayer(l8, visParams, year.toString());
// NDVI
var red = l8.select('B4');
var nir = l8.select('B5');
var ndvi = nir.subtract(red).divide(nir.add(red)).rename('NDVI');
// parametry na vizualizaci
var ndviParams = {min: -1, max: 1, palette: ['blue', 'white', 'green']};
//vlozeni NDVI do mapy
Map.addLayer(ndvi, ndviParams, year.toString() + '_NDVI', false);
// Smerodatna odchylka z NDVI (v tomto pripade) 3x3 square kernel
var texture = ndvi.reduceNeighborhood({
  reducer: ee.Reducer.stdDev(),
  kernel: ee.Kernel.square(3),
});
// vlozeni std NDVI do mapy
Map.addLayer(texture, ndviParams, year.toString() + '_std', false);
// uložení NDVI na Google Drive
Export.image.toDrive({
  image: ndvi,
  description: 'ndvi_' + year.toString(),
  folder: 'DPI8',
  scale: 30,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  region: geometry
});
// uložení STD na Google Drive
Export.image.toDrive({
  image: texture,

```

```

description: 'std_' + year.toString() + '_k3',
folder: 'std_k3',
scale: 30,
fileFormat: 'GeoTIFF',
region: geometry
});
}

```

LAI a STD v rozlišení 9x9 LANDSAT 8

```

// definovani casoveho rozmezi
var startYear = 2013;
var endYear = 2021;
// funkce LAI
function calculateLAI(image) {
  // get the necessary bands
  var blue = image.select('B2');
  var red = image.select('B4');
  var nir = image.select('B5');
  // vypocet NDVI
  var ndvi = nir.subtract(red).divide(nir.add(red));
  // vypocet LAI ze vzorce: LAI = exp(3.487 * NDVI - 0.623)
  var lai = ndvi.expression('exp(3.487 * NDVI - 0.623)', {'NDVI': ndvi});
  // LAI pridani
  return image.addBands(lai.rename('LAI'));
}
// Landsat 5 kolekce a aplikovani filtru
var collection = ee.ImageCollection('LANDSAT/LC08/C01/T1_SR')
  .filterBounds(roi)
  .filterDate(startYear + "-06-01", endYear + "-09-30")
  .map(calculateLAI)
  .filterMetadata('CLOUD_COVER','less_than',50);
//parametry vizualizace
var LAI_VIS_PARAMS = {
  bands: ["LAI"],
  min: 0,
  max: 5,
  palette: ["000000", "00FF00"]
};
var STD_VIS_PARAMS = {
  bands: ["STD"],

```

```

    min: 0,
    max: 5,
    palette: ["000000", "00FF00"]
  };
  // smerodatna odchylka ve vybranem rozliseni LAI pro každý rok, ulozeni
  for (var year = startYear; year <= endYear; year++) {
    var yearCollection = collection.filter(ee.Filter.calendarRange(year, year, "year"))
      .filter(ee.Filter.calendarRange(startMonth, endMonth, "month"));
    var medianImage = yearCollection.median().clip(roi);
    var stdImage = medianImage.select(["LAI"])
      .reduceNeighborhood({
        reducer: ee.Reducer.stdDev(),
        kernel: ee.Kernel.square(9) //zde lze nastavit rozliseni
      })
      .rename(["STD"]);
    Map.addLayer(stdImage, STD_VIS_PARAMS, year.toString() + 'LAI_STD_',
false);

    var STD_VIS = stdImage.visualize(STD_VIS_PARAMS);
    Map.addLayer(STD_VIS, {}, year.toString());
    Export.image.toDrive({
      image: stdImage,
      description: "LAI_5_" + year.toString(),
      folder: "LAI_std_5",
      scale: 30,
      fileFormat: 'GeoTIFF',
      region: roi
    });
  }
}

```