

dny o zemi

...o půdě a krajině

Sborník konference

Marie Balková

Aleš Kučera

Pavel Samec

(editoři)



● MENDELU
● Lesnická
● a dřevařská
● fakulta



Ústav
geologie
a pedologie

Mendelova univerzita v Brně

Dny o Zemi

... o půdě a krajině

Contemplating Earth

... Soil and Landscape Considerations

Sborník konference
Conference proceedings

Marie Balková
Aleš Kučera
Pavel Samec
(eds.)



1st–2nd October 2020
Brno

Sborník z konference „Dny o Zemi“ uspořádané ve dnech 1.–2. října 2020 je součástí řešení výzkumného projektu TJ02000265 „Multifunkční protierozní opatření jako součást adaptabilní krajiny“ podpořeného Technologickou agenturou České republiky.

The proceedings from conference “Contemplating Earth“ held on October 1st–2nd 2020 is part of solution within research project TJ02000265 „Multifunctional anti-erosion measures as part of the adaptable landscape“ supported by the Technology Agency of the Czech Republic.

T A

Č R

© Mendelova univerzita v Brně, 2020

ISBN (print): 978-80-7509-766-8

ISBN (on-line): 978-80-7509-767-5

Recommended article/abstract citation:

Vranová V., Holík L., Hruška J. 2020. Hodnocení stability svahů po odstranění lesního porostu s využitím opakovaného geofyzikálního měření, In: Balková M., Kučera A., Samec P. (eds.), Dny o Zemi ... o půdě a krajině. Mendelova univerzita v Brně: 30–37.

Dny o Zemi

... o půdě a krajině

Contemplating Earth

... Soil and Landscape Considerations

Marie Balková

Aleš Kučera

Pavel Samec

(eds.)



Obsah/Contents

Předmluva Preface	12
Články Full Articles	15
Význam půdy pro život a efektivní hospodaření Soil Value for Life and Effective Husbandry Radim Vácha.....	16
Srovnání využití lokálních a globálních půdních dat pro hydrologické modelování A Comparison of the Use of Local and Global Soil Dataset for Hydrological Modelling Matěj Horáček, Petr Krpec.....	21
Hodnocení stability svahů po odstranění lesního porostu s využitím opakovaného geofyzikálního měření Evaluation of Slope Stability after Forest Removal Using Repeated Geophysical Measurements Valerie Vranová, Ladislav Holík, Jiří Hruška.....	31
Atypické způsoby zakládání remízků v hospodářsky využívané krajině Unusual Ways of Landscape Vegetation Establishment within the Farmland Marie Balková, Aleš Bajer.....	39
Možnosti intenzifikace odrůstání výsadeb smrku ztepilého na starých zemědělských půdách v kontextu pedoklimatických limitů Possibilities of Intensification of Spruce Plantings Growth on Old Agricultural Land in the Context of Paedoclimatic Limits Aleš Kučera, Dušan Vavříček, Peter Dundek.....	43
Vícerozměrná průzkumová analýza rozdílů vlastností lesních půd mezi Českým masivem a Karpaty Multivariate Exploratory Analysis on Differences at Forest Soil Properties between Bohemian Massif and Carpathians Pavel Samec.....	56

Vliv mikroreliefu na preferenční proudění a podpovrchový odtok v lesní půdě: studie s využitím simulovaného deště a barevného stopovače The Effect of Microrelief on Preferential Flow and Subsurface Runoff in Forest Soils: A Study Using Rain Simulator and Dye Tracer Lukáš Jačka, Martin Valtera, Roman Juras, Jan Deutscher, Ondřej Hemr, Jiří Pavlásek.....	71
Forest Soil Physico-Chemical Sorption Spatial Links in Central-European Systems of Site Geographical Divisions Prostorové závislosti fyzikálně-chemické sorpce lesních půd ve středoevropských systémech geografického členění přírodních podmínek Pavel Samec.....	75
Trofické a hydrické řady lesních půd v nivě přirozeného podhorského šterkonosného toku Morávky ve Vnějších Západních Karpatech Trophic and Hydric Soil Series in the Floodplain of Natural Submountain Gravel- Carrying Morávka River in the Outer Western Carpathians Petra Rychtecká, Jana Rosíková, Pavel Samec.....	90
Reakce půdní respirace, teploty a vlhkosti na těžbu v dubovém lese Response of Soil Respiration, Temperature and Moisture to the Harvest of a Sessile Oak Forest Eva Dařenová.....	115
Respirace půdy smrkového porostu v průběhu čtyř let po aplikaci různých dávek vápnitého dolomitu Soil Respiration of the Spruce Forest during Four Years after Application of Different Dolomitic Limestone Dosage Jana Rosíková, Eva Dařenová, Aleš Kučera.....	121
Abstrakty Abstracts	136
One Landscape with Two Soils, with Arable and the Others Jedna krajina s dvojí půdou, s ornou a tou ostatní Jaroslav Záhora.....	138
Soil Survey as a Tool of Agricultural Soil Protection Pedologický průzkum jako nástroj ochrany zemědělské půdy Milan Sánka.....	140

Woody Plants Sowing as an Alternative in the Greenery Establishment on Localities Exposed to Desertification Výsev dřevin jako alternativa v zakládání zeleně na lokalitách ohrožených vysoušením Petr Sedlák, Jan Deutscher.....	141
Do Agroforestry Systems and Landscape Features of Non-Production Function Influence the Temperature Regime in the Landscape? Case Study Šardice (South Moravia, Czech Republic) – Preliminary Results Ovlivňují agrolesnické systémy a neprodukční krajinné prvky teplotní režim v krajině? Případová studie Šardice (Jižní Morava, Česká republika) – předběžné výsledky Jakub Houška, Jakub Červenka, Martina Kulihová, Roman Borovec, Ivana Kameníčková, Petr Marada, Miroslav Dumbrovský, Jan Weger.....	142
Biomechanical and Biochemical Effects of Trees in Soil Evolution and Memory in Temperate Old Growth Forests Biomechanické a biochemické vlivy stromů v evoluci a paměti půd temperátních pralesů Pavel Šamonil, Pavel Daněk, Anna Rousová, Jakub Jaroš.....	145
Availability of Soil Phosphorus: <i>In-situ</i> Monitoring Using Ion-Exchange Resins Dostupnost fosforu v půdách: in-situ monitoring s využitím iontoměničů Karolina Tahovská, Petr Čapek, Jiří Kaňa, Michal Choma, Eva Kaštovská, Hana Šantrůčková, Jiří Kopáček.....	146
How the Forest Dieback Accelerated the Recovery of Soils from Acidification: A Case Study in Plešné Lake Catchment Jak rozpad lesa urychlil zotavení půd z acidifikace: případová studie v povodí Plešného jezera Jiří Kaňa, Karolina Tahovská, Hana Šantrůčková, Jiří Kopáček.....	148
Exkurze na Školní lesní podnik Masarykův les Křtiny Field Trip across the Training Forest Enterprise Masaryk Forest Křtiny.....	149
Ústav geologie a pedologie Department of Geology and Soil Science.....	151
Anotace projektu Project Footnote.....	154

Poznámky/notes

Poznámky/notes

Předmluva

Ústav geologie a pedologie (ÚGP) Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy univerzity v Brně se věnuje rozvoji aplikovaných pojetí geologie, pedologie a archeologie s přesahy do základních i odvozených oborů biologie, biochemie, mikromorfologie, hydrogeologie nebo hydropedologie. Studované obory jsou integrovány do čtyř výzkumných okruhů environmentální geologie a pedologie, lesnické pedologie, půdní biologie/biochemie a ekologie krajiny. Snahou pracovníků ÚGP je interpretovat dosažené výsledky v environmentálním pojetí s dopadem pro lesnictví, krajinářství a arboristiku. Výsledky jsou uveřejňovány nejen časopisecky, ale rovněž prostřednictvím souhrnných monografií i na odborných setkáních.

Soudobá tradice odborných setkání v podobě seminářů nebo konferencí pořádaných ÚGP započala v roce 2009 sérií „Půda a 21. století“. Dosavadní semináře byly zaměřeny především na představení výsledků z případových studií přímo využitelných pro potřeby lesního hospodářství. Projekt Technologické agentury České republiky „Multifunkční protierozní opatření jako součást adaptabilní krajiny“ nabídl příležitost rozšířit témata případových studií do okruhu udržitelného využívání zemědělských a lesních ekosystémů kulturní krajiny v nejisté době rychlé environmentální změny.

Projekt multifunkčních protierozních opatření se zaměřil na možnosti zmírnění eroze na zemědělsky obhospodařovaných pozemcích pomocí zakládání remízků původních dřevin dle odpovídajícího lesního vegetačního stupně nebo zdomácnělých kulturních dřevin za účelem zvýšení biodiverzity a atraktivity např. pro drobnou zvěř, včely a další živočichy. Poptávka po zakládání obdobných prvků vzrůstá s potřebou tlumit dopady regionální environmentální změny. Zakládání prvků dřevinné vegetace v zemědělské krajině respektující přírodní poměry skýtá příležitost pro hledání společných metodických přístupů při hodnocení vlastností mezi zemědělskými a lesními půdami. Dosud vyvinutý systém komplexního hodnocení půd do značné míry zachovává nejen požadavky na posouzení půdních vlastností pro zemědělské nebo lesní hospodářství, ale také poukázal na skutečnost, že zemědělské metody hodnocení půd

předcházely hodnocení lesních půd. Na druhou stranu, zachované přirozené struktury v profilech lesních půd nabízejí indikátory udržitelného využívání krajiny, které chrání přirozené ekosystémové funkce.

Z důvodů přetrvávajících rozdílů mezi hodnocením kvality zemědělských a lesních půd ovlivňujících ochranu ekosystémových funkcí citlivou změnou managementu jsme se rozhodli pojmut „Dny o Zemi“ jako příležitost pro porovnání společných a rozdílných zkušeností z trvale udržitelného využívání půd v kulturní krajině. Pozvánku na chystaný seminář jsme otevřeli všem souvisejícím tématům pedologie, geologie a obecně vědám o Zemi.

Na tomto místě se sluší vyslovit poděkování všem kolegům, známým, externím odborníkům i nadšencům, že vyslyšeli naši nabídku a seminář naplnili velmi přínosnými příspěvky. Na základě skladby představených příspěvků jsme sestavili sborník jako průvodce problematikami od obnovy funkcí zemědělské krajiny, zalesňování zemědělských pozemků po ekologickou obnovu půdotvorných procesů v lesním prostředí. Zemědělské problematiky jsou v příspěvcích přiblíženy prostřednictvím charakteristiky významu půdy pro život, přínosů půdních průzkumů pro ochranu půdy, modelování půdních vlastností a ekologické obnovy harmonické kulturní krajiny včetně posouzení jejích přínosů pro procesy řídicí ekosystémové funkce. Lesnické problematiky jsou přiblíženy od modelování prostorového rozložení půdních vlastností pro ekosystémovou diferenciaci, srovnání vlivů přírodních nebo antropogenních zásahů do koloběhů živin při vývoji lesních půd po sledování úspěšnosti obnovy koloběhů jednotlivých živin.

Editoři

Články
Full Articles

Význam půdy pro život a efektivní hospodaření

Soil Value for Life and Effective Husbandry

Radim Vácha

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, Praha 5, Zbraslav, 156 27

Abstract:

The contribution deals with the importance of the research on the field of reduction or elimination of soil degradation processes. The global situation seems to be very serious in the following decades due to the increasing pressure on agricultural soils. The Research Institute for Soil and Water Conservation in Prague provides the research in this field from the historical point of view. The most important degradation processes such as water and wind erosion, decline of soil organic matter, soil compaction and land take are discussed. The attention is paid to adaptation of irrigation and drainage systems in a period of global climate change.

Keywords: agricultural soils; soil protection; soil degradation; agricultural husbandry

1 Úvod

Půda je velmi těžko obnovitelný přírodní zdroj. Plní funkce ekologické a produkční. V současné době, kdy jsou stále více aktuální problémy, související s narůstajícími periodami sucha, nabývají na významu ekologické funkce půdy, ke kterým patří zejména schopnost retence vody. Půda je nedílnou součástí krajiny a je zřejmé, že stav půdy je pro stav krajiny stěžejní. Důraz kladený pouze na funkce produkční, bez adekvátního zohlednění funkcí ekologických, vedl v průběhu času k rostoucím problémům s degradací zemědělských půd. V současné době vznikají iniciativy, které se snaží tento stav napravit. V evropském kontextu jsou to především strategie (prozatím bez právní validity), jakými jsou Green Deal, Farm to Fork nebo strategie o biodiverzitě, které počítají s poklesem používání pesticidů o 50 % a využívání minerálních hnojiv o 25 % do roku 2030. Plocha zemědělsky využívaných půd v režimu ekologického zemědělství by měla dosáhnout do roku 2030 celkově 25 % podílu zemědělsky využívaných půd a o 10 % by měly narůst plochy neprodukční, využívané k ozelenění krajiny (remízky, meze, mokřady, aj.). Je však třeba zajistit maximálně možnou potravinovou soběstačnost v rámci zemí EU. Výzkum v oblasti pedologie a pěstování rostlin se proto musí soustředit na vhodné způsoby zemědělského hospodaření, které sníží degradaci zemědělských půd. Výzkumu v oblasti pedologie, především z pohledu snížení degradace půdy a jejího trvale udržitelného využívání, se věnuje Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. v Praze.

2 Materiál a metody

V příspěvku byly využity výsledky a údaje z výzkumných projektů, realizovaných ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP, v.v.i.), který se zabývá problematikou využití a ochrany půdy, vody a krajiny. Jedná se o výzkum, realizovaný

především v rámci poskytnuté institucionální podpory na dlouhodobý rozvoj organizace. Hlavními stěžejními oblastmi, kterými se příspěvek zabývá, jsou:

- Výzkum vodní a větrné eroze a půdoochranných technologií, při hospodaření na půdách.
- Využití prostředků dálkového průzkumu země (DPZ) při monitorování a výzkumu eroze.
- Problematika záborů zemědělských půd.
- Význam půdní organické hmoty ve vztahu k její kvantitě a kvalitě, možné zdroje organické hmoty pro zemědělskou půdu.
- Technogenní utužení zemědělských půd, jeho příčiny a možnosti prevence a nápravy.
- Závlahové soustavy a odvodňovací systémy, možnosti jejich identifikace v terénu a adaptace na nové podmínky, vyvolané klimatickou změnou.

Podrobné metodické postupy k jednotlivým odborným tématům jsou k dispozici v rámci uvedených prací a ve výročních zprávách VÚMOP, v.v.i., pravidelně zveřejňovaných na webových stránkách ústavu (www.vumop.cz).

3 Výsledky a diskuze

Půda plní funkce environmentální a produkční. V posledních letech se stále více klade důraz na environmentální funkce půdy, vzhledem k pokračujícím degradačním procesům. Funkce produkční však musí být zachovány, vzhledem k prognózám, zohledňujících předpokládaný nárůst obyvatel na planetě. Touto problematikou se zabýval např. 20. Světový kongres věd o půdách, konaný již v roce 2014 v Jižní Koreji (ostrov Jeju). Klíčové přednášky dávaly do souvislosti zejména potenciální konflikty ve společnosti, vyvolané nedostatkem potravin a vody (Lal 2014). Hlavní závěry kongresu formulovaly výzvu pro širokou oblast vědních disciplín, mezi které spadá rovněž oblast věd o půdách.

Je snahou zmapovat skutečný stav zemědělských půd v globálním měřítku nejen z pohledu jejich využitelné rozlohy, ale také kvality. Touto otázkou se zabývá aktivita Global Soil Partnership, organizovaná Food Agricultural Organization (FAO) se sídlem v Římu (Global Soil Partnership – FAO 2015). Mezinárodní Technické panely v rámci GSP, organizované za jednotlivé světadíly, mají za úkol vytvořit srovnávací metodiku pro vyhodnocení vybraných půdních vlastností a následně ji implementovat.

Důležitou oblastí je, vzhledem k nutnosti zvýšení snahy v oblasti ochrany půdy, také zvyšování povědomí o půdě ve společnosti. K tomu přispívají i takové aktivity, jakou je např. Mezinárodní den půdy, připadající na 5. prosinec (International Year of Soils 2015).

V České republice je oblasti výzkumu půdy věnována dlouhodobě vysoká pozornost, o tom svědčí existence výzkumných pracovišť a společností (Česká pedologická společnost, Odbor pedologie České akademie zemědělských věd). Problém degradačních procesů na půdách je však stále značně aktuální. Nejzávažnějším degradačním procesem na půdách je v celosvětovém měřítku považována vodní a větrná eroze. Ve VÚMOP v.v.i. je vodní i větrná erozi věnována dlouhodobá pozornost (Novotný et al. 2014; Podhrázská et al. 2015). Kromě určení rozsahu a příčin eroze je výzkum zaměřen na protierozní opatření, mezi které spadají i půdoochranné technologie. Výzkum se

zabývá vlivem minimalizačních a redukováných postupů při zpracování půdy (Herout et al. 2018; Kabelka et al. 2020). Výsledky potvrzují velmi dobrý efekt, především při využití technologie strip-till, kde byl ve spolupráce s VÚMOP, v.v.i. vyvinut i Eco-tiller pro praktické využití. Při technologii strip-till do travního porostu bylo dosaženo snížení ztráty půdy vodní erozí až o 95 %. Významným tématem je rovněž ochrana vinic a chmelnic před erozí. Naměřená data poukazují na významné ztráty půdy vodní erozí v meziřadí chmelnic, kde ve svažitých terénech se tato ztráta může pohybovat až okolo 30 t/ha.rok. Využitím zatravnění nebo osetí meziplodin v meziřadí chmelnic, bylo dosaženo 60–80% snížení ztráty půdy, v závislosti na zvoleném postupu.

Velmi zajímavé výsledky poskytuje využití technik DPZ (zejména dronů) při monitorování eroze na územích různé rozlohy. Tyto postupy jsou ve VÚMOP, v.v.i. rozvíjeny a do budoucna se budou řadit k perspektivním metodám (Žížala et al. 2017). Jedním z nástrojů, vyvinutých ve VÚMOP, v.v.i., který je poskytován on-line zemědělské veřejnosti, je protierozní kalkulačka (VÚMOP.v.v.i – protierozní kalkulačka).

Velmi významným degradačním faktorem jsou zábory zemědělských půd. Pozitivní zprávou je avizovaný pokles záborů zemědělských půd v ČR z hodnoty 15 ha/den na současných cca 6 ha/den. Tento trend je žádoucí, protože v období po roce 2000 se Česká republika řadila k evropským zemím, s významnými zábory zemědělských půd (European Environmental Agency 2015).

V posledních letech je velmi často zmiňován nedostatek organické hmoty v zemědělských půdách ČR, který ovlivňuje i rozvoj dalších degradačních procesů, zejména technogenního zhutnění půdy, díky pojezdu těžké zemědělské techniky, kde je zmiňován vysoký negativní efekt sklízecí techniky. Přesto, že úbytky obsahu a kvality půdní organické hmoty jsou velmi pozvolné, je možno konstatovat, že zásobování půd organickou hmotou je v současné době nedostatečné (zejména pokles živočišné výroby). Pozornost se proto soustředí na úpravu osevních postupů s častějším zařazením meziplodin, případně je možno využít i alternativních zdrojů organické hmoty (Duffková a Mühlbachová 2015; Vácha et al. 2005).

Velmi důležitým tématem je v posledních letech inventarizace a adaptace zavlažovacích soustav a odvodňovacích systémů. Provedené výzkumy VÚMOP, v.v.i. prokázaly, že stav zavlažovacích systémů je neuspokojivý, v současné době je provozováno cca 40 % závlah, ve srovnání s rokem 1990. Pozornost je třeba soustředit na moderní způsoby technologie managementu zavlažování (Kulhavý 2015). Značně problematický je pak stav odvodňovacích systémů. V České republice bylo za dobu její existence (od První republiky) odvodněno cca 1,1 mil. ha zemědělských půd. V evropském kontextu je to průměrná hodnota. V době narůstajícího sucha mohou přispívat odvodňovací systémy k negativnímu odtoku vody ze zemědělských půd, VÚMOP, v.v.i se proto věnuje jejich adaptaci, především na tzv. regulační drenáž (Kulhavý 2017).

4 Závěr

Půda je těžko obnovitelný přírodní zdroj. Její využívání nejenom v zemědělství zvyšuje tlak na degradační procesy, které se v průběhu času mohou vzájemně podporovat a urychlovat. Výzkum v oblasti ochrany půdy, který pomůže významně omezit nebo

zcela eliminovat degradační procesy, kterými se přispěvek zabývá, je z tohoto pohledu nezastupitelný.

Summary

The soil represents one of unrenovable natural resources. The historical use of soils has led to soil degradation processes limiting production and ecological soil functions. The attention is paid to ecological soil functions in the previous years. The increasing human population will enhance the pressure on the production function in the near future. The conclusions of the 20th World Congress of Soil Sciences held in South Korea in 2014 presuppose that the lack of agricultural soils will result in social conflicts in the foreseeable future. The elimination of soil degradation processes is one of the main tasks of soil sciences. The Research Institute for Soil and Water Conservation in Prague (RISWC) has been concerned with the topic of soil degradation for decades. In spite of the fact that soil science is highly developed in the Czech Republic (research institutes, universities, Soil Pedological Society, Czech Academy of Agricultural Sciences), the issues of soil degradation are still relevant. The erosion of water and wind appertains to the most important degradation processes worldwide. The research focused on monitoring and the principles of water and wind erosion is realised in the RISWC from a historical perspective. The GIS instruments are available on the websites of the institution (www.vumop.cz). The special consideration is given to the development of soil conservation agricultural practices. The very good results were observed by the application of the strip-till technology that can decrease the soil loss up to 90% in comparison with conventional techniques. The remote sensing approaches of erosion monitoring have been developed in the RISWC. The lack of soil organic matter was a topical issue within the preceding years because of animal production decrease. The soil compaction is promoted by means of the absence of soil organic matter, too. The use of leguminose and other improving crops will be necessary in the immediate future. The research was done on the field of the safe use of alternative sources of organic matter (digestate, sludge and sediments). The land take is ranked among the important degradation processes, as well. The intensive land take was observed in the Czech Republic for the period after 2000 (about 15 ha per day). The situation is currently getting better when the land take has decreased to approximately 6 ha per day. The adaptation of melioration systems, including irrigation systems, is very important with respect to global climate change. Nowadays, merely 40% of irrigation systems are functional compared to 1990. New irrigation technologies and management practices must be applied in agriculture in the following period of time. The adaptation of melioration drainage systems on regulation drainage systems is one of the crucial research topics in the RISWC. The reduction of soil degradation processes is considered to be a highly significant research topic worlwide.

Poděkování: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy děkuje Ministerstvu zemědělství ČR za poskytnutí institucionální podpory na dlouhodobý rozvoj instituce.

Acknowledgement: The Research Institute for Soil and Water conservation thanks Ministry of Agriculture of CR for the budget of institutional support for long term institution development.

Použitá literatura

- Duffková R., Mühlbachová G. 2015. Vliv digestátu na výnos kukuřice. *Energie* 21 8: 22–24.
- European Environmental Agency 2015. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-2>
- Global Soil Partnership – FAO 2015. <http://www.fao.org/globalsoilpartnership/en/>
- Herout M., Koukolíček J., Kincl D., Pazderů K., Tomášek J., Urban J., Pulkrábek J. 2018. Impacts of technology and the width of rows on water infiltration and soil loss in the early development of maize on sloping lands. *Plant, Soil & Environment* 64: 498–503.
- International Year of Soils 2015. http://ec.europa.eu/environment/soil/iys2015/index_en.htm
- Kabelka D., Kincl D., Vopravil J. 2020. Influence of Non-Till Technology on Reducing Soil Degradation during Sorghum Cultivation. *Scientia Agriculturae Bohemica* 51: 31–39.
- Kulhavý Z. 2015. Uplatnění drenážního podmoku pro nalepčení vláhové bilance pěstovaných plodin. In: *Závlahy a jejich perspektiva*. Sborník z konference ČBKs, ČHMÚ: 1–12.
- Kulhavý Z., Fučík P., Tlapáková L. 2013. Pracovní postupy eliminace negativních funkcí odvodňovacích zařízení v krajině. Metodická příručka pro žadatele OPŽP. Ministerstvo životního prostředí ČR, 2013.
- Lal R. 2014. The Soil – Peace Nexus. 20th World Congress of Soil Science, “Soil Embrace Peace and Universe”, June 8-13, Jeju, South Korea.
- Novotný I., Mistr M., Papaj V., Kristenová H., Vášová V., Kapička J., Vlček V., Vopravil J., Kulířová P., Kadlec V., Kobzová D., Srbek J., Pochop M., Podhrázká J., Fiala R., Žížala D., Dostál T., Krása J., Vaňková K., Haluzová J., Jirků V., Smolková I. 2014. Příručka ochrany proti vodní erozi. Ministerstvo zemědělství ČR.
- Podhrázká J., Kučera J., Karásek J., Konečná J. 2015. Land degradation by erosion and its economic consequences for the region of South Moravia. *Soil and Water Research* 10: 105–113.
- Vácha R., Horváthová V., Vysloužilová M. 2005. The application of sludge on agriculturally used soils and the problem of persistent organic pollutants. *Plant, Soil and Environment* 51: 12–18.
- VÚMOP, v.v.i. – protierozní kalkulačka: <https://kalkulacka.vumop.cz/?core=account>
- Žížala D., Zádorová T., Kapička J. 2017. Assessment of soil degradation by erosion based on analysis of soil properties using aerial hyperspectral images and ancillary data, Czech Republic. *Remote Sensing* 9: #28.

Srovnání využití lokálních a globálních půdních dat pro hydrologické modelování

A Comparison of the Use of Local and Global Soil Dataset for Hydrological Modelling

Matěj Horáček¹, Petr Krpec^{1,2}

¹ Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta, Ostravská univerzita, Chittussiho 10, 710 00 Slezská Ostrava

² Ústav výzkumu globální změny, Akademie věd České republiky, v.v.i., Bělidla 986/4a, 603 00 Brno

Abstract:

Soil property data represent the key input for the process of hydrological modelling. Purposive sampling of the catchment is both time and money consuming. Therefore, global or legacy data are frequently applied. The study compares the use of the SoilGrids global map and the map originating from legacy data for hydrological modelling. The research work was carried out using the SWAT model for the Olešná catchment (the area of 33 km²). The SoilGrids dataset generally shows the finer soil texture and the higher organic carbon content than the dataset based on local legacy data. This fact results in worse prediction of nitrate loading by the SoilGrids model.

Keywords: digital soil mapping, SoilGrids, SWAT, legacy data

1 Úvod

Hydrologické modelování je využíváno v široké škále lidských činností spojených se správou krajiny (Beven 2012). Pro redukci nejistoty ve výstupech hydrologických modelů, jsou třeba realistická vstupní data (Robinson et al. 2016). Půda hraje klíčovou roli ve srážko-odtokovém procesu a odtoku živin z povodí (Geroy et al. 2011; Gaines a Gaines 1994; Kurunc et al. 2011). Vlastnosti půd se mění jak v prostoru (Biggar a Nielsen 1976; Iqbal et al. 2005), tak s hloubkou (Franzluebbers 2002). Jedním z nejpoužívanějších nástrojů pro hydrologické modelování je SWAT (Grassman et al. 2007). Je využíván pro stanovení hydrologické bilance, ale také bilance živin v povodí (např. Strauch et al. 2019). Význam půdních dat pro modelování ve SWAT byl prokázán mnohými autory (Bouslihim et al. 2019; Bhandari et al. 2018; Bossa et al. 2012; Mednick 2010; Moriasi a Starks 2010; Romanowicz et al. 2005). I když je možno s různě přesnými vstupními půdními daty dosáhnout obdobné celkové přesnosti modelu, s horšími vstupními daty klesá prostorová výkonnost modelu (Tavares Wahren et al. 2016). Dále několik autorů popsalo efekt vstupních půdních dat na modelování odtoku dusíku v povodí (Chaplot 2005; Cotter et al. 2003; Geza a McCray 2008). Jako vstupní půdní data lze použít globální datasety v podobě FAO půdní mapy (Batjes 1997; Nachtergaele et al. 2010) nebo SoilGrids (Hengl et al. 2017). Ve spoustě případů se používají lokální půdní mapy s průměrnými hodnotami půdních vlastností pro dané půdně taxonomické jednotky získané z existující databáze (např. Čerkasova et al. 2018; Mbungu a Kashaigili

2017). Případně se kombinuje půdní mapa s vlastním půdním průzkumem (např. Cordiro et al. 2018; Kmoch et al. 2019; Lima et al. 2013). Tyto přístupy mají jasnou nevýhodu v podobě nejistoty korektního vylišení polygonů půdní mapy. K eliminaci této nejistoty lze využít přístupu digitálního mapování půd (Ma et al. 2019; Piikki a Söderström 2019; McBratney et al. 2003). Půdní vlastnosti jsou predikovány z půdních sond do prostoru. Často nejsou predikovány přímo hydropedologické vlastnosti, ale pouze zrnitost, obsah uhlíku, případně objemová hmotnost. Hydropedologické vlastnosti se pak odvozují pomocí pedotransférových funkcí (Tóth et al. 2019). Výzkumnou otázkou tohoto příspěvku je, zda nejpodrobnější globální dataset SoilGrids je dostatečný pro hydrologické modelování odtok dusíku z povodí. Nebo zda půdní mapa vytvořená z dostupných dat poskytne lepší výsledky.

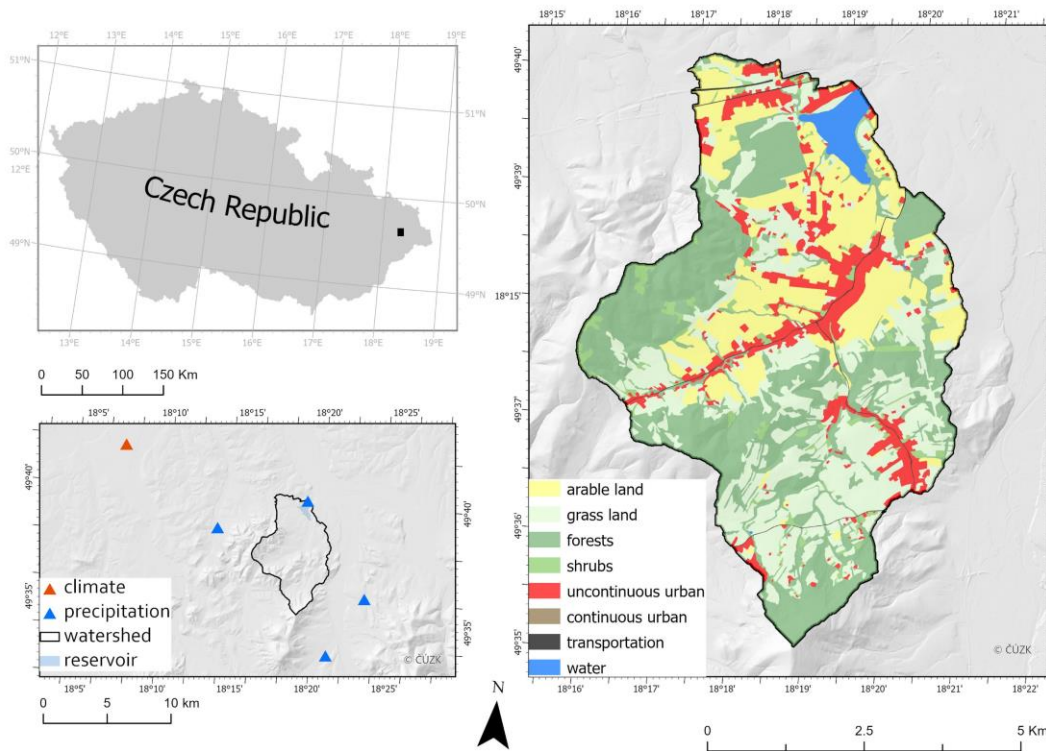
2 Materiál a metody

Vodní nádrž Olešná se nachází na jihozápadě Frýdku-Místku. Její povodí má zhruba 33 km². Nádrž slouží k ochraně sídel před povodněmi, jako zásobárna vody pro průmysl a k rekreačnímu využití. Nadmořské výšky v povodí se pohybují od 300 do 860 m n. m. s průměrem 401 m n. m. Průměrný denní přítok do přehrady je 0,435 m³·s⁻¹. Maximální přítoky jsou dosahovány na jaře a během letních bouřek. Geologické podloží je většinou karpatský flyš (zhruba 60 %), zbytek území je pokryt kvarténními sedimenty. Z půdních typů převažují kambizemě, dále se hojně vyskytují luvizemě, pseudogleje a fluvizemě (AOPK 2007). Území je využito hlavně jako lesy a travní porosty. 20 % tvoří orná půda a 10 % území je urbanizováno rozptýlenou zástavbou (obr. 1).

Hlavním vstupem půdních dat byly sondy z komplexního průzkumu půd ČR, jež probíhal v šedesátých letech v Československu (Zádorová et al. 2020). V rámci tohoto průzkumu byly sondy rozděleny na základní sondy a výběrové sondy. U základních sond se analyzoval pouze obsah tzv. jílnatých částic (0,01 mm) v orniči a podorniči. U výběrových sond se prováděla standardní granulometrická analýza a zjišťoval obsah organického uhlíku po jednotlivých horizontech. Pro území bylo k dispozici 293 základních sond a 42 výběrových sond. Dalších 10 půdních sond poskytl Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. Tyto sondy poskytovaly stejný typ informace jako výběrové sondy. Pro modelování nadložní formy humusu nebyly brány v potaz.

Data dílčích horizontů z výběrových sond a sond ÚHÚL byly harmonizovány do čtyř referenčních hloubek, 0–15 cm, 15–30 cm, 30–60 cm a 60–100 cm za použití objem zachovávající spline funkce (Malone et al. 2009), implementovaného v R balíčku Ithir (Malone 2016). Všechna takto získaná data byla rozdělena do trénovacího (75 %) a nezávislého validačního (25 %) datasetu. Páry datasetů byly otestovány Kolmogorov-Smirnovým testem na shodnost rozdělení.

Jako kovariát bylo použito 74 geomorfometrických parametrů derivovaných z terénního modelu 4G, převzorkovaného z původního 5m rozlišení do 10m rozlišení. Geomorfometrické parametry byly vytvořeny v programu SAGA GIS (Conrad et al. 2015). Dalším kovariátem byl namodelovaný obsah jílnatých částic v orniči a podorniči. Pro modelování byl použit algoritmus umělé inteligence, strojového učení „náhodný les“

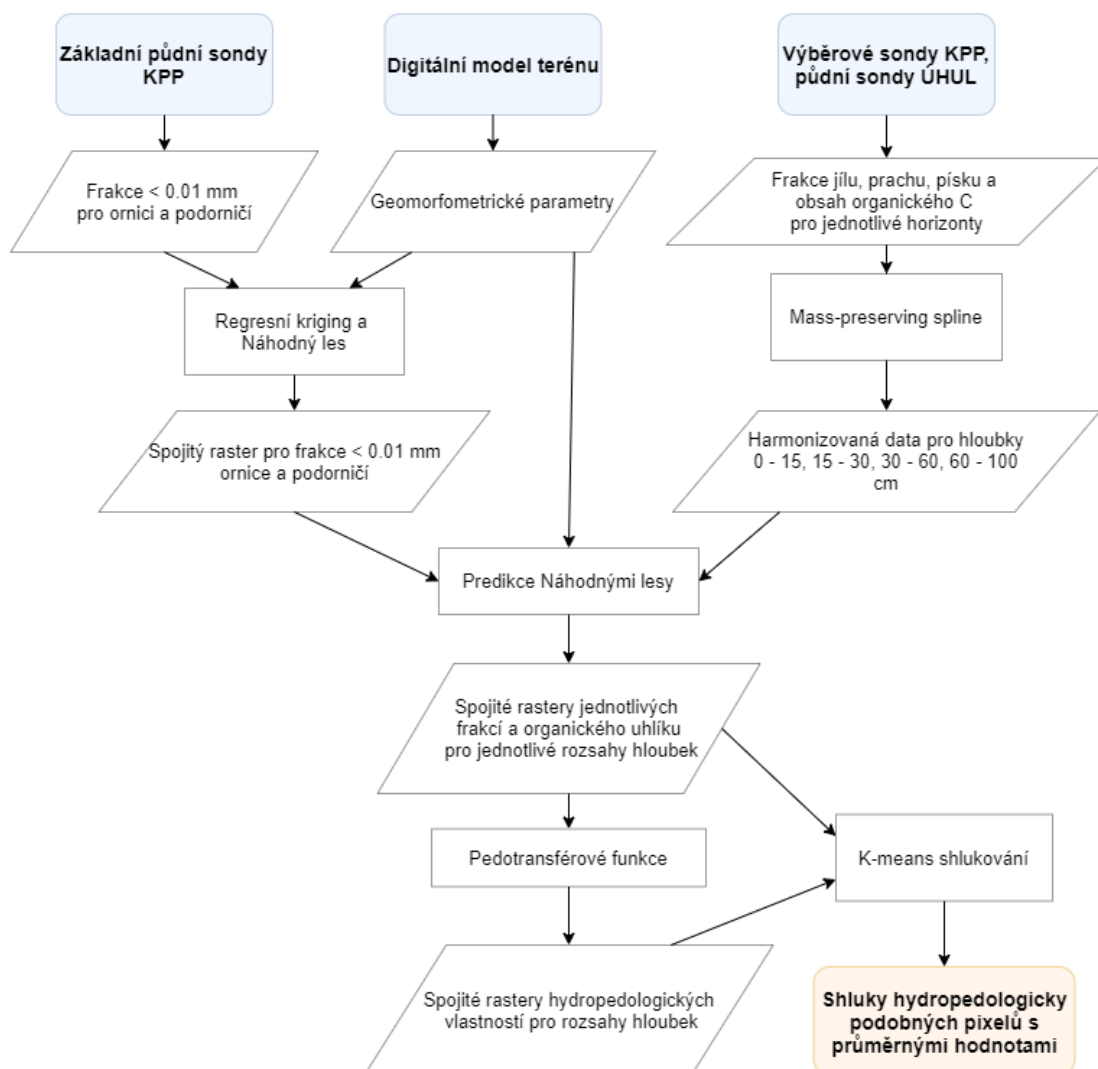


Obr. 1. Výzkumné povodí – poloha v ČR, využití území a digitální model terénu s klimatickými a srážkoměrnými stanicemi.

implementovaný v balíčku randomForest (Liaw a Wiener 2002). Byl nařítován model s jílmatými částicemi na straně vysvětlované proměnné a geomorfometrickými parametry na straně vysvětlující proměnné. Na základě modelu byla provedena predikce do prostoru. Nevysvětlené reziduály ze základních sond pak byly interpolovány do prostoru pomocí regresního krigingu. Sečtením predikce náhodného lesa a interpolovaných reziduálů vznikla výsledná mapa obsahu jílmatých částic v orniči a podorníci, která byla použita jako kovariát pro model z výběrových sond. Obdobný model náhodného lesa pak byl vytvořen pro výběrové sondy po jednotlivých referenčních hloubkách, predikoval obsah jílu, prachu, písku a organického uhlíku. Vzhledem k podstatně nižší hustotě výběrových sond nebyla použita interpolace reziduálů. Výkonost dílčích modelů byla měřena pomocí průměrné absolutní chyby (mean absolute error – MAE) a kvadratické průměrné chyby (root mean square error – RMSE).

Hydropedologické vlastnosti dostupná vodní kapacita (available water capacity – AWC), saturovaná hydraulická konduktivita (saturated hydraulic conductivity – K_{sat}) a vlhká objemová hmotnost (moist bulk density – BD) byly stanoveny pomocí pedotransférových funkcí odvozených pro Evropu (Tóth et al. 2015). AWC bylo

získáno jako rozdíl polní kapacity (field capacity – θ_{FC}) a bodu vadnutí (wilting point – θ_{WP}). SWAT jakožto semidistribuovaný model potřebuje vylišit kvazihomogenní odtokové plochy. Proto na rastroch hydro pedologických vlastností, granulometrických vlastností a obsahu organického uhlíku byla provedena shluková analýza. Byl využit SAGA GIS a metoda k-means. Rastry granulometrického složení byly standardizovány do sumy = 100 %, stejnou funkcí jako je použita v SoilGrids (Hengl et al. 2017). Počet shluků byl čtyři, odpovídal počtu půdních typů v povodí. Za jednotlivé shluky pak byly vypočítány průměrné hodnoty všech půdních vlastností.



Obr. 2. Vývojový diagram tvorby vstupní půdní mapy pro SWAT z lokálních dat.

SWAT modeluje odtok živin a vody v rámci jednotek hydrologické odpovědi (hydrological response units – HRU). Ty se sestávají ze sklonu, vlastností půd a půdního pokryvu. Sклон svahu byl pro tyto potřeby klasifikován do čtyř tříd, < 3°, 3–8°, 8–18° a > 18°. Půdní pokryv byl interpretován na základě leteckých snímků. SWAT model však pro modelování odtoku živin potřebuje podrobné informace o zemědělských postupech (rotace plodin, hnojení, doby setí, sklizně atd.). Ty byly získány od místních zemědělských společností. Na základě všech těchto dat pak bylo území rozděleno do 29 subpovodí pomocí preprocesingového nástroje QSWAT implementovaného v Quantum GIS (Dile et al. 2016). A dále upraveno pro eliminaci vodní nádrže v nástroji SWAT2Lake (Molina-Navarro et al. 2018). Výsledkem bylo 1868 HRUs. Stejným způsobem, pouze s jinou půdní mapou byly získáno 1501 HRUs pro SoilGrids. Celý postup je znázorněn v obr. 2.

Klimatická data do SWAT modelu byla získána z blízké meteorologické stanice a srážková data dále ze čtyř okolních srážkoměrných stanic. Byla vybrána období 2007 až 2011 pro kalibraci a 2012 až 2015 pro validaci. Modely byly kalibrovány na základě změn deseti běžně používaných parametrů, metodou latinských hyperkrychlí s 2000 iteracemi. Vzhledem ke vstupním datům byl u odtoku vody modelován denní krok, u odtoku živin měsíční krok. Výkonnost modelu (porovnání časových řad) byly hodnoceny kvalitou nafitování (goodness of fit – GOF), Nash-Sutcliffeovou účinností (Nash-Sutcliffe efficiency – NSE) a procentuálním zkreslením (percent bias – PBIAS).

3 Výsledky

Výkonnost predikce jílnatých částic je uvedena v tab. 1. Lepší predikce je dosahováno u orníci. Interpolace reziduálů přinesla pouze drobné zlepšení výkonnosti. Výkonost predikce jílu, prachu, písku a organického uhlíku v harmonizovaných hloubkách je uvedena v tab. 2. Nejlepší predikce bylo obecně dosaženo u jílu, naopak nejhorší u písku. Nejlepší predikce jílu bylo dosaženo v horním horizontu, zatímco nejlepší predikce prachu v dolním horizontu. Nejlepší predikce obsahu organického uhlíku bylo dosaženo v dolních horizontech.

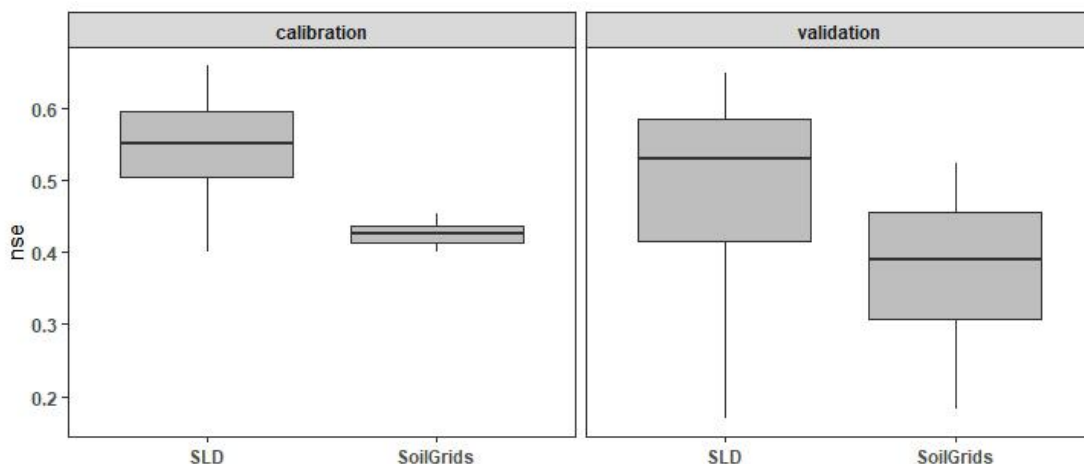
Tab. 1. Výkonnost modelů predikce jílnatých částic.

Horizon	random forest		regression kriging	
	MAE	RMSE	MAE	RMSE
topsoil	6,85	9,42	6,29	8,68
subsoil	8,98	11,97	8,99	11,83

Modely z lokálních dat vykazují menší obsah jílu, vyšší obsah písku a nižší obsah organického uhlíku oproti SoilGrids. Z odvozených parametrů se vyskytují vyšší hodnoty u BD u SoilGrids. I přes tyto rozdíly byly všechny čtyři clustery

jak u lokálního modelu, tak u SoilGrids identifikovány jako hydrologická skupina půd C.

Predikce odtoku vody z povodí hodnocená pomocí NSE na trénovací periodě byla lepší u lokálního modelu (NSE 0,67 vs. 0,63). Stejně tak tomu bylo u validační periody (NSE 0,55 vs. 0,52). Lokální model udává větší odtok z povodí oproti SoilGrid. Povrchový odtok je srovnatelný, ale lokální model ukazuje větší laterální odtok. Na druhou stranu SoilGrid predikuje větší evapotranspiraci.



Obr. 3. Srovnání NSE hodnot modelů odtoku dusíku.

Predikce odtoku dusíku z povodí hodnocená pomocí NSE na trénovací periodě byla lepší u lokálního modelu (NSE 0,66 vs. 0,45). Stejně tomu bylo u validační periody (NSE 0,65 vs. 0,52) (obr. 3).

4 Diskuse

Přesnost predikce půdních vlastností je podobná jako v jiných studiích (např. Nussbaum et al. 2018), včetně studie popisující tvorbu samotného SoilGrids (Hengl et al. 2017). Obecně plošné rozmístění půdních vlastností je konzistentní u obou porovnávaných map. SoilGrids vykazuje systematicky jemnější texturu a vyšší obsah organického uhlíku, což bylo sledováno i ve Francii (Vaysse a Lagacherie 2015).

Zdrojem nepřesností v této studii může být také použití pedotransférových funkcí k odvození hydrologických vlastností. Především parametr K_{sat} ukázal na velkou citlivost na obsah organického uhlíku, kdy i malá změna v obsahu uhlíku může způsobit skokovou změnu v hodnotě K_{sat} . Je to dáno tím, že pedotransférová funkce pro K_{sat} je založena na regresních stromech, které sice dobře řeší problém nelineárních vztahů, ale jsou právě citlivé na malé změny ve vstupech. Pro další odvozování pedotransférových funkcí pro K_{sat} by bylo asi lepší užití regresních lesů (Tóth et al. 2019).

Výsledky potvrdily úvodní předpoklad významu půdních dat pro hydrologické modelování, jak to prokázal např. Chaplot (2005). Rozdílné půdní vstupy způsobily predikci vyšší polní kapacity u SoilGrids, i když AWC byly podobné. To mělo za následek

Tab. 2. Výkonnost modelů predikce jílu, prachu, písku a organického uhlíku v referenčních hloubkách.

Variable	depth (cm)	MAE	RMSE
clay	0–15	4,39	5,48
	15–30	6,29	8,10
	30–60	7,61	9,87
	60–100	7,11	9,88
silt	0–15	8,18	9,47
	15–30	9,87	11,63
	30–60	9,29	10,99
	60–100	7,12	8,54
sand	0–15	10,73	13,69
	15–30	9,64	12,79
	30–60	10,81	12,57
	60–100	9,47	11,59
OC	0–15	0,58	0,77
	15–30	0,48	0,81
	30–60	0,35	0,46
	60–100	0,27	0,46

omezení pohybu vody v půdním profilu a následně tendenci k vyšší evapotranspiraci. Méně realistické proudění vody v půdě u SoilGrids bylo v rámci modelu kompenzováno více rozkolísanými parametry základního odtoku, i když celkový odtok z povodí byl u obou modelů podobný. Právě složka základního odtoku bývá považována za důležitou z hlediska modelování odtoku živin (Ouyang 2012; Zhu et al. 2019). Tyto rozdíly vedly k horší predikci odtoku dusíku z povodí. Podobný výsledek, rozdílné odtoky živin při stejném odtoku vody, byly sledovány i v jiných studiích (van Griensven et al. 2006; Zhao 2016; Acero Triana et al. 2019).

5 Závěr

Nedostatečné informace o prostorové distribuci půdních vlastností stále omezují používání hydrologických modelů. Nejpodrobnější globální půdní data SoilGrids s rozlišením 250 m jsou velmi podrobným modelem dobře použitelným ve větším měřítku. Tato studie má za cíl srovnat SoilGrids s lokální půdní mapou vzniklou z dostupných půdní dat metodou digitálního mapování půd v rámci malého povodí. K modelování odtoku vody a dusíku byl použit model SWAT. Srovnání ukázalo, že model z lokálních dat prokazuje trochu vyšší výkonost v odtoku vody z povodí. Většího rozdílu bylo dosaženo u modelování odtoku dusíku, kdy lokální model opět prokazuje lepší výsledky. Pro malé povodí tedy má tvorba lokálních půdních map stále smysl.

Summary

The insufficient pieces of information on the spatial distribution of soil properties have limited the use of hydrological models. The most detailed global SoilGrids edaphic data with a resolution of 250 m represent a very detailed model that can be employed on a larger scale. The study is aimed at contrasting SoilGrids with a local soil map derived from available soil data using digital soil mapping within a small catchment area. The SWAT model was applied to model water runoff and nitrogen. The comparison demonstrated that the model from local data confirms a slightly higher performance in water runoff from the catchment area. The greater difference was achieved in the process of nitrogen runoff modelling when the local model evinces better results. For small catchment areas, the creation of local soil maps is still meaningful.

Poděkování: Tato studie byla podpořena vnitřním grantem Přírodovědecké fakulty, Ostravské univerzity číslo SGS02/PřF/2019-2020.

Použitá literatura

- Acero Triana J.S., Chu M.L., Guzman J.A., Moriasi D.N., Steiner J.L., 2019. Beyond model metrics: the perils of calibrating hydrologic models. *Journal of Hydrology* 578: 124032.
- AOPK 2007. Soil map. 1:50 000 http://mapy.geology.cz/arcgis/services/Pudy/pudni_typy50/MapServer/. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Batjes N.H. 1997. A world dataset of derived soil properties by FAO-UNESCO soil unit for global modelling. *Soil Use and Management* 13: 9–16.
- Beven K. 2012. *Rainfall-Runoff Modelling: The Primer*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.

- Bhandari R., Thakali R., Kandissounon G.A.A.D., Kalra A., Ahmad S. 2018. Effects of soil data resolution on the simulated stream flow and water quality: application of watershed-based SWAT model. *World Environmental and Water Resources Congress 2018*: 376–386.
- Biggar J.W., Nielsen D.R. 1976. Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. *Water Resources Research* 12: 78–84.
- Bossa A.Y., Diekkrüger B., Igué A.M., Gaiser T. 2012. Analyzing the effects of different soil databases on modeling of hydrological processes and sediment yield in Benin (West Africa). *Geoderma* 173–174: 61–74.
- Bouslih Y., Rochdi A., El Amrani Paaza N., Liuzzo L. 2019. Understanding the effects of soil data quality on SWAT model performance and hydrological processes in Tamedroust watershed (Morocco). *Journal of African Earth Sciences* 160: 103616.
- Čerkasova N., Umgiesser G., Ertürk A. 2018. Development of a hydrology and water quality model for a large transboundary river watershed to investigate the impacts of climate change – a SWAT application. *Ecological Engineering* 124: 99–115.
- Chaplot V. 2005. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO_3^- -N loads predictions. *Journal of Hydrology* 312: 207–222.
- Conrad O., Bechtel B., Bock M., Dietrich H., Fischer E., Gerlitz L., Wehberg J., Wichmann V., Böhner J. 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development* 8: 1991–2007.
- Cordeiro M.R.C., Lelyk G., Kröbel R., Legesse G., Faramarzi M., Masud M.B., McAllister T. 2018. Deriving a dataset for agriculturally relevant soils from the Soil Landscapes of Canada (SLC) database for use in Soil and Water Assessment Tool (SWAT) simulations. *Earth System Science Data* 10: 1673–1686.
- Cotter A.S., Chaubey I., Costello T.A., Soerens T.S., Nelson M.A. 2003. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. *Journal of the American Water Resources Association* 39: 977–986.
- Dile Y.T., Daggupati P., George C., Srinivasan R., Arnold J. 2016. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. *Environmental Modelling & Software* 85: 129–138.
- Franzluebbers A.J. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research* 66: 197–205.
- Gaines T.P., Gaines S.T. 1994. Soil texture effect on nitrate leaching in soil percolates. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 25: 2561–2570.
- Gassman P.P.W., Reyes M.M.R., Green C.C.H., Arnold J.J.G. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE* 50: 1211–1250.
- Geroy I.J., Gribb M.M., Marshall H.P., Chandler D.G., Benner S.G., Mcnamara J.P. 2011. Aspect influences on soil water retention and storage. *Hydrological Processes* 25: 3836–3842.
- Geza M., McCray J.E. 2008. Effects of soil data resolution on SWAT model stream flow and water quality predictions. *Journal of Environmental Management* 88: 393–406.
- Hengl T., De Jesus J.M., Heuvelink G.B.M., Gonzalez M.R., Kilibarda M., Blagotić A., Shangguan W., Wright M.N., Geng X., Bauer-Marschallinger B., Guevara M.A., Vargas R., MacMillan R.A., Batjes N.H., Leenaars J.G.B., Ribeiro E., Wheeler I., Mantel S., Kempen B. 2017. SoilGrids250m: global gridded soil information based on machine learning. *PLoS ONE* 12: e0169748.
- Iqbal J., Thomasson J.A., Jenkins J.N., Owens P.R., Whisler F.D. 2005. Spatial variability analysis of soil physical properties of alluvial soils. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1338–1350.
- Kmoch A., Kanal A., Astover A., Kull A., Virro H., Helm A., Pärtel M., Ostonen I., Uuemaa E. 2019. EstSoil-EH v1.0: an eco-hydrological modelling parameters dataset derived from the Soil Map of Estonia (data deposit). *Earth System Science Data, Zenodo*: 1–29.

- Kurunc A., Ersahin S., Uz B.Y., Sonmez N.K., Uz I., Kaman H., Bacalan G.E., Emekli Y. 2011. Identification of nitrate leaching hot spots in a large area with contrasting soil texture and management. *Agricultural Water Management* 98: 1013–1019.
- Liaw A., Wiener M. 2002. Classification and regression by randomForest. *R News* 2: 18–22.
- Lima J.E.F.W.L., Da Silva E., Strauch M., Lorz C. 2013. Development of a soil database for applying SWAT model in a catchment of the Brazilian Savanna. In: Sabatier P. (ed.), *Proceedings SWAT Conference 2013*, Toulouse: 350–360.
- Ma Y., Minasny B., Malone B.P., Mcbratney A.B. 2019. Pedology and digital soil mapping (DSM). *European Journal of Soil Science* 70: 216–235.
- Malone B. 2016. *ithir: Functions and Algorithms Specific to Pedometrics*. R package version 1.
- Malone B.P., McBratney A.B., Minasny B., Laslett G.M. 2009. Mapping continuous depth functions of soil carbon storage and available water capacity. *Geoderma* 154: 138–152.
- Mbungu W.B., Kashaigili J.J. 2017. Assessing the hydrology of a data-scarce tropical watershed using the soil and water assessment tool: case of the Little Ruaha River Watershed in Iringa, Tanzania. *Open Journal of Modern Hydrology* 7: 65–89.
- McBratney A.B., Mendonça Santos M.L., Minasny B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117: 3–52.
- Mednick A.C. 2010. Does soil data resolution matter? State Soil Geographic database versus Soil Survey Geographic database in rainfall-runoff modeling across Wisconsin. *Journal of Soil and Water Conservation* 65: 190–199.
- Molina-Navarro E., Nielsen A., Trolle D. 2018. A QGIS plugin to tailor SWAT watershed delineations to lake and reservoir waterbodies. *Environmental Modelling & Software* 108: 67–71.
- Moriasi D.N., Starks P.J. 2010. Effects of the resolution of soil dataset and precipitation dataset on SWAT2005 streamflow calibration parameters and simulation accuracy. *Journal of Soil and Water Conservation* 65: 63–78.
- Nachtergaele F., van Velthuisen H., Verelst L. 2010. The harmonized world soil database. version 1.0 In: *World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World*: 34–37.
- Nussbaum M., Spiess K., Baltensweiler A., Grob U., Keller A., Greiner L., Schaeppman M.E., Papritz A. 2018. Evaluation of digital soil mapping approaches with large sets of environmental covariates. *Soil* 4: 1–22.
- Ouyang Y. 2012. Estimation of shallow groundwater discharge and nutrient load into a river. *Ecological Engineering* 38: 101–104.
- Piikki K., Söderström M. 2019. Digital soil mapping of arable land in Sweden – validation of performance at multiple scales. *Geoderma* 352: 342–350.
- Robinson N.J., Dahlhaus P.G., MacEwan R.J., Alexander, J.K. 2016. Soil data for bio-physical models in Victoria, Australia: current needs and future challenges. *Geoderma Regional* 7: 259–270.
- Romanowicz A.A., Vanclooster M., Rounsevell M., La Junesse I. 2005. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment. Belgium. *Ecological Modelling* 187: 27–39.
- Strauch M., Lima J.E.F.W., Volk M., Lorz C., Makeschin F. 2013. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. *Journal of Environmental Management* 127: S24–S36.
- Tavares Wahren F., Julich S., Nunes J.P., Gonzalez-Pelayo O., Hawtree D., Feger K.H., Keizer J.J. 2016. Combining digital soil mapping and hydrological modeling in a data scarce watershed in north-central Portugal. *Geoderma* 264: 350–362.
- Tóth B., Szatmári G., Takács K., Laborczi A., Makó A., Rajkai K., Pásztor L. 2019. Mapping soil hydraulic properties using random forest based pedotransfer functions and geostatistics. *Hydrology and Earth System Sciences* 23: 2615–2635.
- Tóth B., Weynants M., Nemes A., Makó A., Bilas G., Tóth G. 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science* 66: 226–238.

- van Griensven A., Meixner T., Grunwald S., Bishop T., Diluzio M., Srinivasan R. 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology* 32: 10–23.
- Vaysse K., Lagacherie P. 2015. Evaluating Digital Soil Mapping approaches for mapping GlobalSoilMap soil properties from legacy data in Languedoc-Roussillon (France). *Geoderma Regional* 4: 20–30.
- Zádorová T., Žížala D., Penížek V., Vaněk A. 2020. Harmonisation of a large-scale historical database with the actual Czech soil classification system. *Soil and Water Research* 15: 101–115.
- Zhao A. 2016. Effect of different soil data on hydrological process modeling in Weihe River basin of Northwest China. *Arabian Journal of Geosciences* 9: #664.
- Zhu Y., Chen L., Wei G., Li S., Shen Z. 2019. Uncertainty assessment in baseflow nonpoint source pollution prediction: the impacts of hydrographic separation methods, data sources and baseflow period assumptions. *Journal of Hydrology* 574: 915–925.

Hodnocení stability svahů po odstranění lesního porostu s využitím opakovaného geofyzikálního měření

Evaluation of Slope Stability after Forest Removal Using Repeated Geophysical Measurements

Valerie Vranová¹, Ladislav Holík¹, Jiří Hruška²

¹ Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

² KOLEJCONSULT & servis spol. s r.o., Křenová 131/35, 602 00 Brno

Abstract:

The research paper shows the possibilities of using georadar (GPR) and electrical resistivity tomography (ERT) to detect and evaluate slope instabilities on the forest soil and the impact of logging on slope stability. We performed this geophysical survey at the two localities, namely Bukovinka and Zemanův žleb on the territory of Training Forest Enterprise Masaryk Forest Křtiny, in three repeated measurements. Our results demonstrated that alterations occur in both localities in the periods among measurements. These were shifts in soil properties and partly rock massifs, as well. The outcomes indicate that after the exclusion of other factors, such as soil temperature, logging was the factor that affected the stability of the study area.

Keywords: *techniky geofyzikálního průzkumu; stabilita svahu; ground-penetrating radar; electrical resistivity tomography*

1 Úvod

Geofyzikální průzkum metodami GPR (ground-penetrating radar) a ERT (electrical resistivity tomography) se používá po celá desetiletí při vyšetřování sesuvů půdy a dalších poruch svahů (Hu et al. 2015; Lai et al. 2018). Obě metody se pro tento účel ukazují jako užitečné. Výsledky jsou průběžně a opakovaně ověřovány při sanačních pracích na svazích a jejich výhoda byla prokázána jak pro průzkum, tak pro řízení sanačních prací z dlouhodobého hlediska. Proto jsme považovali použití obou metod za vhodné pro zjištění podpovrchových změn po těžbě dřeva na predisponovaných svazích. Hlavním cílem bylo sledovat měřitelné změny fyzikálních vlastností v dlouhodobém horizontu. Během toho byly sledovány přímé změny fyzikálních hranic (tj. jejich posun, změny tvaru, změny kontrastu, případně vznik nových rozhraní/diskontinuit atd.), jakož i změny fyzikálních vlastností ve vrstvách půdy nebo hornin (včetně obsahu vlhkosti). V případě, že by se sledované změny ukázaly jako měřitelné a konzistentní, mohla by následovat další série měření. V kombinaci s dalšími metodami (geofyzikálními i jinými) by tyto výsledky směřovaly k vývoji takové metodiky, která by umožňovala indikovat dosažení kritického prahu při použití GPR a ERT.

Cílem měření bylo zjistit změny stability svahu po těžbě dřeva na lesní půdě dvěma nedestruktivními metodami geofyzikálního průzkumu – GPR a ERT (Sass et al. 2008; Loke et al. 2013; Araffa et al. 2014).

Výstup z měření GPR ve formě profilů poskytuje pohled na distribuci objektů v hloubkovém řezu a jejich vzájemnou polohu (vyšší a nižší umístěné objekty, poloha vrstev a hranic atd.) (Liu a Li 2001; Zajc et al. 2014), a to do hloubky několika metrů až desítek metrů obecně, v závislosti na vlastnostech konkrétního prostředí (Butnor et al. 2014; Rejšek et al. 2015). ERT je technologie vysoce kvalitního sběru dat na kabelových úsecích s desítkami nebo dokonce stovkami elektrod rozložených podél měřené čáry a postupných aktivací podle daného schématu jako proud a potenciál (García-Ruiz et al. 2010; Van Dam 2012; Antronico et al. 2015).

2 Materiál a metody

Měření GPR (Annan 2005) byla prováděna pomocí pulzního zařízení EKKO PRO (Sensors & Software Inc., Kanada) s centrální vysílací frekvencí 200 MHz, vzdáleností antén 1 m a krokem měření 0,20 m v každé lokalitě na jednom profilu podél svahové linie v délkách 50 m (lokalita Bukovinka) a 80 m (lokalita Zemanův žleb).

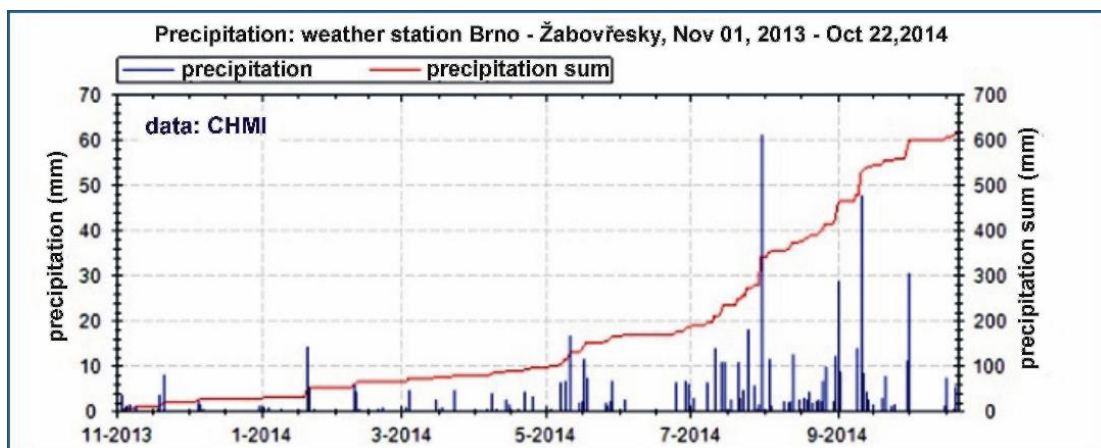
Pro účely měření GPR jsou přijímač a vysílač signálu (širokospektrální elektromagnetické pulsy) umístěny podél linie měřeného profilu. Jejich vzdálenost a krok měření závisí na povaze úkolu (očekávaná hloubka hledaných objektů, jejich rozměry atd.). Vysílaný signál, přijatý poté, co byl odražen hranicí uvnitř vyšetřovaného tělesa půdy, je dále zpracován zařízením a vizualizován jako průřez podél profilu na obrazovce připojeného řídicího centra.

Měření ERT (Tsokas 2008) bylo provedeno přístrojem ARES (GF Instruments s.r.o., Česká republika) na stejných profilech o délce 50 m a 80 m a s roztečí elektrod 1,5 a 2 m. Výstupem měření ERT je soubor izoohmických i interpretovaných geoelektrických průřezů, tj. údaje o distribuci elektrického odporu a o tvaru, rozměrech a hloubkách jednotlivých objektů nalezených v průřezu (Zarroca et al. 2015).

Měření GPR a ERT byla prováděna podél stejných profilů, které byly hustě fixovány značkami. Všechny značky byly spolehlivě obnoveny identickými polohami obou elektrod ERT a značek pro účely měření GPR; konfigurace elektrod ERT podle Schlumberger N6, hloubka 10 m.

Měření oběma popsány metodami byla prováděna ve třech termínech (31. 10. 2013, 5. 12. 2013 a 22. 10. 2014), tj. po dobu jednoho roku. Na Školním lesním podniku Masarykův les Křtiny Mendelovy univerzity v Brně (Hurt et al. 2014) byly vybrány dvě studijní oblasti – lokalita Bukovinka, porostní skupina 191E 15a a lokalita Zemanův žleb, porostní skupina 171B 11. Obě lokality patří do Konické vrchoviny (Českomoravská vrchovina, Dražanská vrchovina) a byly pečlivě vybrány tak, aby splňovaly požadavek, že v příslušných lesních porostech nedocházelo k vnějším zásahům s výjimkou těžby dřeva (kácení dřevin – Bose et al. 2015) a následně docházelo přirozené regeneraci dřevin (Modrý et al. 2004).

Výsledky měření jsou interpretovány i s ohledem na skutečný průběh srážek zaznamenaný na meteorologické stanici Brno-Žabovřesky (obr. 1).

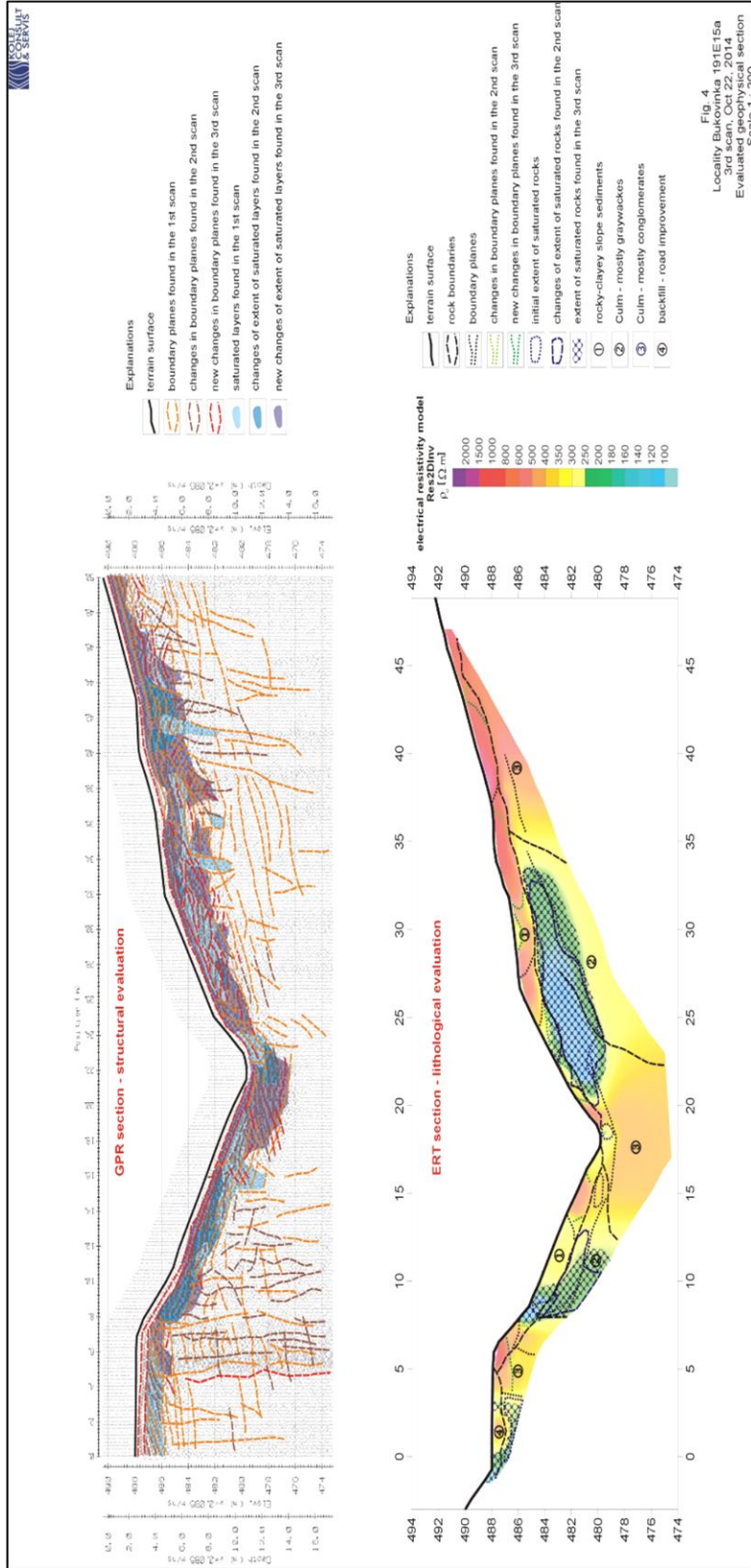


Obr. 1. Údaje o srážkách a jejich vyhodnocení pro Meteorologickou stanici Brno-Žabovřesky od 1. listopadu 2013 - 22. října 2014.

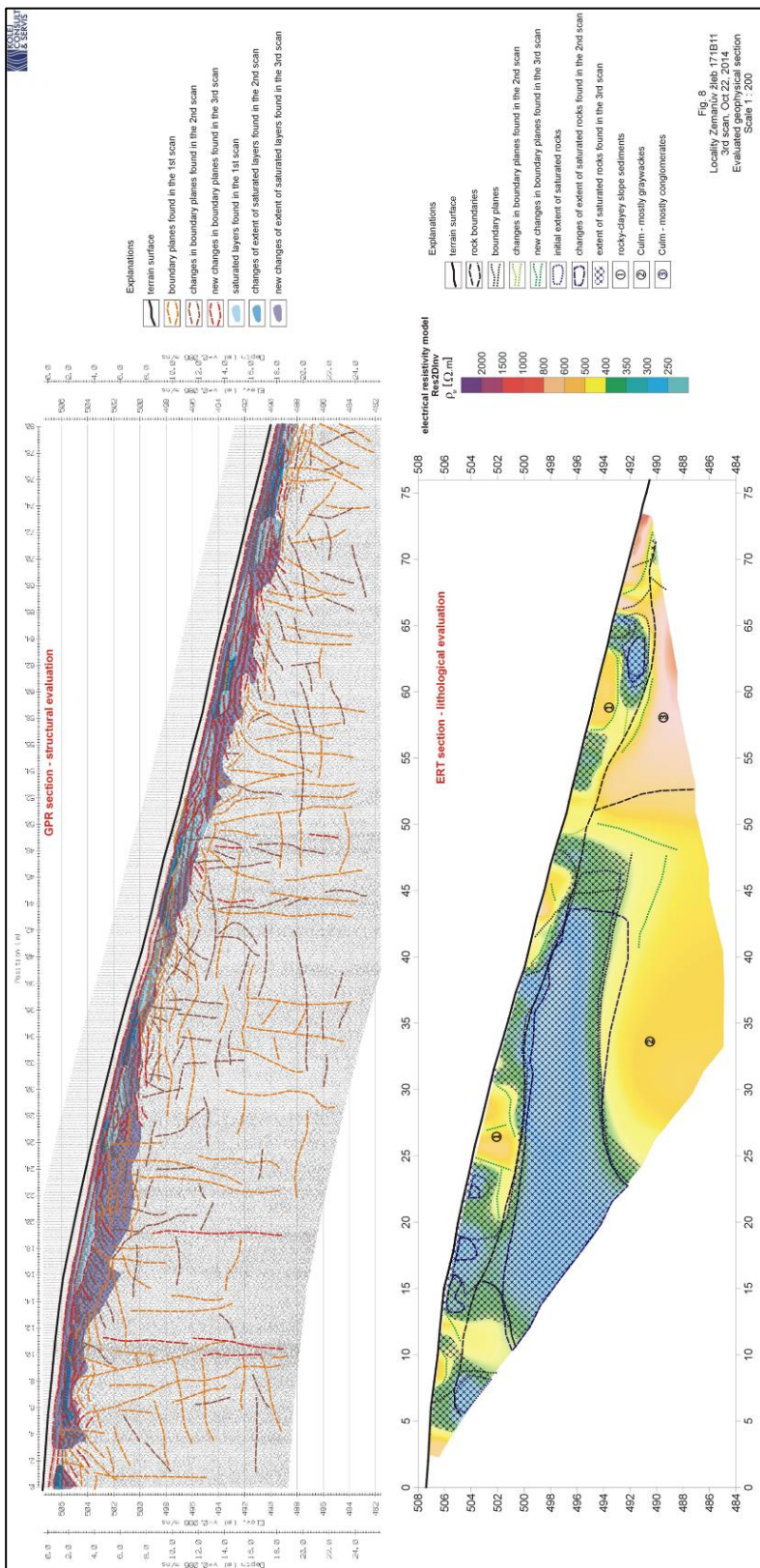
3 Výsledky a diskuse

Porovnáním výsledků měření GPR a ERT na lokalitách Bukovinka (obr. 2) a Zemanův žleb (obr. 3) mezi prvním a druhým měřením pozorujeme změny v rozložení vlhkosti v podloží a ve strukturách povrchové vrstvy svahových sedimentů. Třetí opakované měření oběma metodami ukázalo stejné vzorce probíhajících viditelných změn v rozložení vlhkosti, což ukazuje na možný další postup deformací svahu v této oblasti. Tato tři měření oběma metodami v období jednoho roku, kdy mezi prvním a druhým měřením proběhla těžba dřeva, měla poskytnout údaje pro aplikaci nedestruktivních metod použité v této studii u sesuvných ploch a také pro zjišťování změn stability svahu po proběhlé těžbě dřeva (Rejšek a kol. 2011; Imaizumi a Sidle 2012).

Provedená měření odhalila výskyt procesů vedoucí k detekovatelným změnám v období mezi měřeními na obou lokalitách. U dat měřených pomocí GPR, jsou u mnoha mělkých reflexních hranic patrné posuny, které mohou souviset se změnami v místních fyzikálních podmínkách, především u pórovitosti hornin a obsahu vlhkosti. Některé z hraničních rovin se do značné míry posunuly a vyvinulo se mnoho nových, což může naznačovat aktivitu svahových deformací - oddělení nebo dokonce pohyb dílčích horninových mas. Kromě toho se rozsah oblastí nasycených vodou ve svahových sedimentech i v pevné hornině výrazně zvýšil v období mezi druhým a třetím měřením. V průřezích ERT lze pozorovat posuny v hranicích dílčího měrného odporu, ale hlavně pokles elektrického měrného odporu ve vrstvě fluvialních ložisek a stejně tak i v pevné hornině, což poukazuje na jejich silnou saturaci a výrazný nárůst vodou nasycených oblastí ve zmíněném období.



Obr. 2. Lokality Bukovinka. Výsledky měření pomocí GPR (nahore) a ERT (dole) v průběhu měřeného období.



Obr. 3. Lokality Zemanův Žleb. Výsledky měření pomocí GPR (nahore) a ERT (dole) v průběhu měřeného období.

Hodnocení technik geofyzikálního průzkumu musí také odrážet vnější faktory prostředí. Interpretace měření metodami GPR a ERT se obecně týkají rezistivity vody obsažené v pórech (Rossi et al. 2015), deficitu vody v půdě a celkově obsahu vody v půdě a zejména pak půdních teplot. Jak uvádí Hayley et al. (2007), teplotní výkyvy v blízkosti povrchu půdy mohou způsobit větší změny v elektrické vodivosti, když při každém poklesu teploty o 1 °C lze očekávat přibližně 2% zvýšení odporu, což uvádí i Brunet et al. (2010) ve svých závěrech, když uvažují o nutnosti teplotní korekce obrazů ERT. Pokud jde o období mezi prvním a druhým měřením, existuje rozdíl -5 °C, který vede k 10% rozdílu v elektrickém odporu ve svrchních horizontech půdy (na základě porovnání výsledků s Hayley et al. 2007). Hayley et al. (2007) uvádějí, že snížení teploty mělo za důsledek zvýšení elektrického odporu (čili snížení vodivosti), ale výsledky z lokalit Bukovinka i Zemanův žleb ukazují na zmírnění elektrického odporu. Z tohoto usuzujeme, že pokles teploty patrně nebyl hlavním externím faktorem pro interpretování dat. Pokud jde o období mezi druhým a třetím měřením, je zde rozdíl v teplotě +7,7 °C, který vedl k 15% rozdílu elektrického odporu ve svrchních horizontech půdy, tedy ke zvýšení teploty na +2,7 °C oproti prvním měřením, tzn. 5% rozdíl ve velikosti elektrického odporu. Jaro a léto 2014 byly tedy teplejší než rok 2013. Teplota patří k několika vnějším faktorům (Brunet et al. 2010; Leung a Wai 2015), které zahrnují také srážky, ale zdá se, že kolísání teploty má menší vliv na hodnocení měření pomocí ERT, takže se domníváme, že jediným významným vnějším faktorem byla těžba dřeva. Z výsledků lze tedy usuzovat, že viditelné změny ve výsledcích, které byly získány třetím měřením, nebyly způsobeny změnou povětrnostních podmínek a naznačují možný další postup svahových deformací poskytující informace pro relevantní posouzení stability svahu na zkoumaném území.

4 Závěr

Opakovaná geofyzikální měření naznačují, že na zkoumaných lokalitách existují aktivní svahové deformace. Při absenci jiných vlivů, jako například vlivu teploty nebo vlhkosti, je možné dojít k závěru, že změny ve svrchních horizontech půd mohou souviset s těžbou dřeva, která byla provedena bezprostředně po prvním měření. Kromě toho, vzájemné vztahy mezi nestabilitami svahů a průběhy denních teplotních amplitud, denního celkového záření, denních srážek a s tím souvisejících změn denních tlaků vodních par, v souvislosti s globálními změnami klimatu, vedou k nutnosti provádění podobných výzkumů. Stejně tak další testování svahových deformací by mělo zahrnovat i efektivní odečet dat o srážkách, kdy účinek evapotranspirace by měl potvrdit předpokládanou roli srážek jako užitečnějšího ukazatele vlhkosti, která se ve skutečnosti dostává do tělesa svahu v zalesněné krajině, a měření podpovrchových teplot prováděná v době geofyzikálního průzkumu ke zjištění, jak se teplota mění s hloubkou.

Summary

The replicate geophysical measurements indicate that there are active slope deformations at the investigated localities. In the absence of other influences, such as the effect of temperature or humidity, it can be concluded that changes in the upper horizons of soils may be related to logging that was carried out immediately after the

first measurement. In addition, the reciprocal relations between slope instabilities and courses of daytime temperature amplitudes, total daytime radiation, daytime precipitation and related changes in daytime water vapour pressures, in the context of global climate change, lead to the need for the suchlike research. Similarly, further testing of slope deformations ought to include effective reading precipitation data, where the evapotranspiration effect should confirm the presumed role of precipitation as a more useful moisture indicator actually entering the slope body in the forested landscape, and subsurface temperature measurements during the period of the geophysical survey to see temperature changes in connection with the depth.

Poděkování: Tento výsledek byl podpořen grantem Technologické agentury České republiky TA04020888 (Bezkontaktní monitorování a časoprostorové modelování variability vybraných diferenčních vlastností půdy).

Použitá literatura

- Annan A.P. 2005. Ground-penetrating radar. In: Butler D.K. (ed.), *Near-Surface Geophysics*. Geophysical Society of Tulsa, Oklahoma: 357–438.
- Antronico L., Borrelli L., Coscarelli R., Gulla G. 2015. Time evolution of landslide damages to buildings: the case study of Lungro (Calabria, southern Italy). *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 74: 47–59.
- Araffa S.A.S., Atya M.A., Mohamed A.M.E., Gabala M., Zaher M.A., Soliman M.M., Mesbah H.S., Massoud U., Shaaban H.M. 2014. Subsurface investigation on Quarter 27 of May 15th city, Cairo, Egypt using electrical resistivity tomography and shallow seismic refraction techniques. *NRIAG Journal of Astronomy and Geophysics* 3: 170–183.
- Bose A.K., Harvey B.D., Coates K.D., Brais S., Bergeron Y. 2015. Modelling stand development after partial harvesting in boreal mixedwoods of eastern Canada. *Ecological Modelling* 300: 123–136.
- Brunet P., Clément R., Bouvier C. 2010. Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) – A case study in the Cevennes area, France. *Journal of Hydrology* 380: 146–153.
- Butnor J.R., Campbell J.L., Shanley J.B., Zarnoch S.J. 2014. Measuring soil frost depth in forest ecosystems with ground penetrating radar. *Agricultural and Forestry Meteorology* 192–193: 121–131.
- García-Ruiz J.M., Beguería S., Alatorre L.C., Puigdefábregas, J. 2010. Land cover changes and shallow landsliding in the flysch sector of the Spanish Pyenees. *Geomorphology* 124: 250–259.
- Hayley K., Bentley L.R., Gharibi M., Nightingale M. 2007. Low temperature dependence of electrical resistivity: Implications for near surface geophysical monitoring. *Geophysical Research Letters* 34: 18402.
- Hu Z, Shanm W., 2015. Landslide investigations in the northwest section of the lesser Khingan range in China using combined HDR and GPR methods. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 75, 591–603.
- Imaizumi F., Sidle R.C. 2012. Effect of forest harvesting on hydrogeomorphic processes in steep terrain of central Japan. *Geomorphology* 169–170: 109–122.
- Lai W.W.L., Derobert X., Annan P. 2018. A review of Ground Penetrating Radar application in civil engineering: A 30-year journey from Locating and Testing to Imaging and Diagnosis. *NDT & E International* 96: 58–78.
- Leung A.K., Wang Wai Ng. C. 2015. Field investigation of deformation characteristics and stress mobilisation of a soil slope. *Landslides* 13: 229–240.

- Liu L., Li Y. 2001. Identification of liquefaction and deformation features using ground penetrating radar in the New Madrid seismic zone, USA. *Journal of Applied Geophysics* 47: 199–215.
- Loke M.H., Chambers J.E., Rucker D.F., Kuras O., Wilkinson P.B. 2013. Recent developments in the direct-current geoelectrical imaging method. *Journal of Applied Geophysics* 95: 135–156.
- Modrý M., Hubený D., Rejšek K. 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management* 188: 185–195.
- Rejšek K., Holčíková P., Kuráž V., Kučera A., Dundek P., Formánek P., Vranová V. 2011. Saturated hydraulic conductance of forest soils affected by track harvesters. *Journal of Forest Science* 57: 321–339.
- Rejšek K., Hruška J., Kuba L., Tichá R., Drobný D., Formánek P., Vranová V. 2015. A methodological contribution to use of Ground-Penetrating Radar (GPR) as a tool for monitoring contamination of urban soils with road salt. *Urban Ecosystems* 18: 169–188.
- Rossi M., Manoli G., Pasetto D., Deiana R., Ferraris S., Strobbia C., Putti M., Cassiani G. 2015. Coupled inverse modeling of a controlled irrigation experiment using multiple hydro-geophysical data. *Advances in Water Resources* 82: 150–165.
- Sass O., Bell R., Glade T. 2008. Comparison of GPR, 2D-resistivity and traditional techniques for the subsurface exploration of the Öschingen landslide, Swabian Alb (Germany). *Geomorphology* 93: 89–103.
- Tsokas G.N., Tsourlos P.I., Papadopoulos N. 2008. Electrical resistivity tomography: a flexible technique in solving problems of archaeological research. In: Campana S., Piro S. (eds.) *Seeing the unseen. Geophysics and Landscape Archaeology*. Taylor & Francis, London: 83–104.
- Van Dam R.L. 2012. Landform characterization using geophysics - Recent advances, applications, and emerging tools. *Geomorphology* 137: 57–73.
- Zajc M., Pogačnik Ž., Gosar A. 2014. Ground penetrating radar and structural geological mapping investigation of karst and tectonic features in flyschoid rocks as geological hazard for exploitation. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences* 67: 78–87.
- Zarroca M., Linares R., Velásquez-López P.C., Roqué C., Rodríguez R. 2015. Application of electrical resistivity imaging (ERI) to a tailings dam project for artisanal and small-scale gold mining in Zaruma-Portovelo, Ecuador. *Journal of Applied Geophysics* 113: 103–113.

Atypické způsoby zakládání remízků v hospodářsky využívané krajině

Unusual Ways of Landscape Vegetation Establishment within the Farmland

Marie Balková, Aleš Bajer

Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně,
Zemědělská 3, 613 00 Brno

Abstract:

This contribution deals with the landscape vegetation plantation in a different way compared with typical regular rectangle and square shape or strips used as a simple anti-erosion measure. Also the seedlings planting itself was designed unusually in an irregular spacing and supplemented by flowering meadow sowing. The shape of vegetation features was designed in cooperation with the owner of this fertile ground. The species composition was chosen with an accordance with natural species occurrence in the sub-mountainous vegetation of the 5th fir-beech forest stage within Czech-Bohemian highlands. The species included also an fruiting and melliferous ones. After two years of cultivation around the features, the suitability of chosen shape was discussed and few adjustments were arranged.

Keywords: *anti-erosion measure; landscape vegetation feature; woody plants*

1 Úvod

Problematika erozní činnosti stále více eskaluje v souvislosti s intenzivním zemědělským hospodařením a negativními vlivy na celkovou kondici půdního prostředí projevující se např. sníženou soudržností půdy, schopností zadržovat vodu. Tento problém se netýká pouze orné půdy, kde je většinou patrný na první pohled, ale také trvalých travních porostů, a to především díky ulehlosti půdy způsobené pojezdem zemědělské techniky. Dalším problémem je také způsob „pěstování“ louky, kdy jde v mnoha případech o travní monokultury čítající několik málo produkčních druhů, nezdědka se i luční porosty ošetřují chemickými přípravky za účelem zvýšení produkce rostlinné hmoty. Faktorů podílejících se na snížené schopnosti půdy odolávat erozní činnosti je celá řada, od změny vlastností fyzikálních, fyzikálně-chemických, biochemických. Jednou ze stěžejních vlastností je obsah organické hmoty, která umožňuje pozvolné vsáknutí dešťové vody a dynamicky propojuje zmíněné půdní vlastnosti, především v orniční vrstvě (Borelli et al. 2020; Mohamed et al. 2019; Scherr a Satya 1996; Šarapatka et al. 2019).

V současné zemědělské praxi je povolena maximální rozloha půdního bloku s jednou plodinou 30 ha (Standard dobrého zemědělského a environmentálního stavu DZES – Příloha č. 2, odst. 7d) (Nařízení vlády 48/2017), což se spíše dotýká velkých podniků, u kterých se předpokládají velmi jednoduchá řešení v podobě úzkých pásů jiných plodin nebo střídání třicetihektarových monokultur. Pro drobnější zemědělce, kteří mívají ke

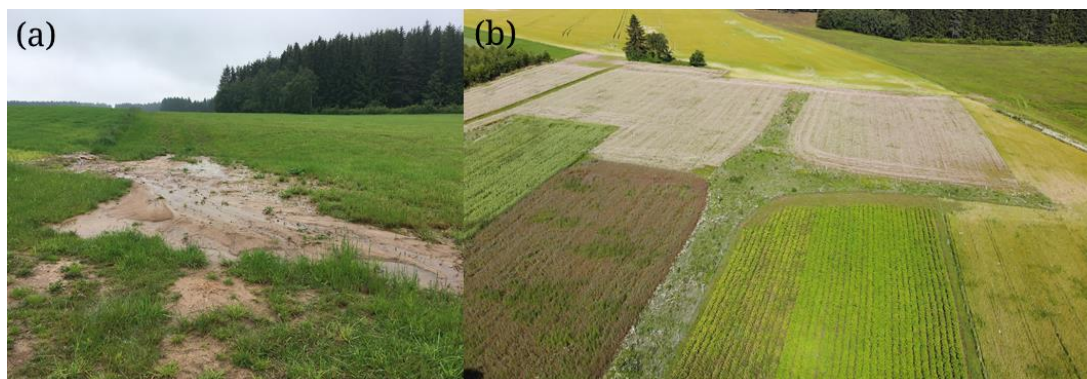
svým pozemkům mnohem užší vztah, přičemž se jedná spíše o méně rozlehlá území, se nabízí mnohem více podob řešení. Nutno podotknout, že málokdo obhospodařuje tak velké půdní bloky, avšak přesto jsou tito hospodáři často sami motivovaní přistupovat k takovým opatřením, aniž by jim to nařizoval zákon.

Jedním z cílů projektu bylo otestovat možnost založení remízku jako protierozního opatření v nestandardním prostorovém rozložení na poměrně malé ploše orné půdy, a to hlavně z pohledu nekomplikovaného pojezdu techniky. V rámci tohoto experimentu byl navržený a založený tvarově atypický remízek – kombinací výsadby dřevin a květnatých luk.

2 Materiál a metody

Projektová plocha byla založena na půdním bloku v k.ú. Kameničky-Filipov (okres Chrudim, kraj Pardubický; GPS 49,547869N; 15,9782261E). Nadmořská výška se zde pohybuje v rozmezí 667–673 m n. m., lokalita spadá do přírodní lesní oblasti 16 Českomoravská vrchovina, jedlo-bukového vegetačního stupně (Plíva a Žlábek 1986) a chladné klimatické oblasti CH7 s průměrnými ročními srážkami cca 690–940 mm a teplotou 6,4–7,0 °C (Vondráková et al. 2013).

Plocha bloku orné půdy určené k experimentu má rozlohu přibližně 2,2 ha a plocha založeného remízu je 1 820 m², tj. zhruba 8 % rozlohy. Do roku 2016 byla obhospodařována konvenčním, intenzivně chemizovaným způsobem jako součást několikanásobně většího bloku. Nyní je v režimu ekologického hospodářství, přičemž je na této ploše současně pěstováno několik druhů plodin až ve čtyřech dílčích segmentech, a to např. ječmen, brambory, pohanka, svazanka, apod. Plocha se nachází na relativně mírném svahu, avšak k erozi půdních částic v důsledku dešťových srážek zde pravidelně



Obr. 1. (a) vodní eroze na sousedním zemědělském pozemku po přívalové dešti zasáhla lokalitu třikrát v průběhu května až července 2019, i v roce 2020; (b) letecký pohled na remízek a plodiny pěstované v roce 2020 (autor: Tomáš Mikita).

dochází (obr. 1a), stejně jako k jejich odnosu větrem, neboť se nacházíme v jedné z největrnějších oblastí České republiky.

Na základě analýzy odtokových poměrů a tzv. topografického vláhového indexu (Topographic Wetness Index – TWI) a především na základě zkušeností z předchozích let a uvážení plánovaného způsobu obhospodařování bylo navrženo tvarové uspořádání budoucího remízku (Balková et al. 2020). Především bylo třeba zvážit parametry a možnosti veškeré používané techniky, rozumnou spotřebu pohonných hmot na

složitější manévrování, místa nájezdu techniky apod. Pokud jde o druhové složení remízku, bylo použito 20 druhů dřevin, stromů i keřů odpovídajících přirozené druhové skladbě 5. vegetačního stupně a konkrétně oblasti Ždárských vrchů, důraz byl kladen na zastoupení plodících dřevin, které poskytnou bobulovitou potravu pro ptactvo. Dále byly vybrány také některé užitkové druhy, např. muchovník jako kvetoucí medonosná dřevina (obr. 1b). Jako důležitá součást remízku byly navrženy plochy kvetoucí louky – Motýlí louka, Česká mezofytní louka a Horská louka s 80% podílem kvetoucích bylin a 20% podílem travin, přičemž osivo bylo získáno z volné přírody, nejde o šlechtěná semena z běžného konvenčního prodeje.



Obr. 2. (a) současný tvar remízku; (b) návrh nového tvaru

3 Výsledky a diskuze

V souladu s výše popsanou metodikou byl navržený remízek realizován na jaře 2019, po dobu následujícího roku byly provedeny také dosadby sazenic poškozených jarním mrazem (obr. 2a).

Založený remízek byl zabezpečen jednak proti škodám zvěří, a to instalací elektrického, jednoduše manipulovatelného ohradníku se solárním zdrojem energie. Dále bylo třeba zamezit přílišnému šíření buřeně. K tomu posloužil poklad ječné slámy okolo každé sazeničky, který splnil svůj efekt v prvních měsících po založení, zároveň napomohl udržení vlhkosti. Lokalita byla v prvních dvou letech pravidelně vyžínána, na části plochy byl pomístně vyset kokrhel luštinec jako přirozený parazit třtiny křovištní.

V průběhu prvních dvou sezón bylo testováno vhodné umístění z hlediska manipulace techniky pro obhospodařování orné půdy. Je naprosto zřejmé, že časové i energetické náklady lehce vzrostou, stejně jako zvýšený pojezd některých plošek, přičemž v uvážení přínosů takového protierozního opatření s řadou dalších benefitů (ekosystémových služeb) se nejedná o nikterak závažný nárůst. Otázkou zůstává, jak se změní parametry remízku s růstem dřevin a jak moc budou tuto manipulaci ovlivňovat jejich koruny, stejně jako by mohly ovlivnit množství úrody v jejich zástině – zde je ale možné, že to bude pozitivní vliv v případě pokračujícího trendu oteplování klimatu.

Na základě těchto praktických zkušeností z prvních dvou let byla navržena mírná redukce plochy a její tvarová úprava. Je naplánováno přesazení některých sazenic jako náhrada za poškozené, případně k rozšíření některých segmentů tak, aby byla orná půda snadněji a efektivněji obhospodařovatelná (obr. 2b).

4 Závěr

Tento příspěvek předkládá výsledky dílčí studie řešeného projektu, a to především technické řešení a následnou úpravu remízku realizovaného jako biologické protierozní opatření s řadou dalších funkcí a návazností na místní krajinné a lesní vegetační komplexy harmonické a členité krajiny Žďárských vrchů.

Summary

This contribution shows the results of the solved project partial study, especially the technical solution and subsequent alteration of the vegetation feature as an biological anti-erosion measure with a number of other functions and connections to local landscape and forest vegetation complexes of harmonious and diverse landscape within Žďárské vrchy.

Poděkování: Tento projekt byl podpořen Technologickou agenturou České republiky v programu Zéta č. TJ02000265. Autoři děkují Petrovi Balkovi za poskytnutí orné půdy k realizaci experimentu, zkušenosti a diskuzi vedoucí k optimalizaci designu remízku. Poděkování patří také Ing. Jirímu Volánkovi, Ing. Gabriele Tomášové, Lence Balkové, DiS. a Ondřeji Balkovi za pomoc s výsadbou remízku.

Použitá literatura

- Balková M., Sedlák P., Bajer A., Samec P., Kubalíková L., Bednář M., Tomášová G 2020. Multifunkční protierozní opatření pomocí krajinoformních vegetačních prvků (podkladová analýza). Mendelova univerzita v Brně.
- Borrelli, P., Robinson D.A., Panagos P., Lugato E., Yang J.E., Alewell C., Wuepper D., Montanarella L., Ballabio C. 2020. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015–2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117. 21994–22001.
- Mohamed E., Belal A.B., Ali R.R., Saleh A. 2019. Land degradation. In: El-Ramady H., Alshaal T., Bakr N., Elbana T., Mohamed E., Belal A.-A. (eds.), *The soils of Egypt*. Springer: Switzerland, Cham: 159–174.
- Plíva K., Žlábek I. 1986. Přírodní lesní oblasti ČSR. SZN, Praha.
- Scherr S.J., Satya N.Y. 1996. Land degradation in the developing world: Implications for food, agriculture, and the environment to 2020. *Food, Agriculture, and the Environment Discussion Papers* 14: 1–37.
- Šarapatka B., Alvarado-Solano D.P., Čížmár D. 2019. Can glomalin content be used as an indicator for erosion damage to soil and related changes in organic matter characteristics and nutrients? *Catena* 181: 104078.
- Vondráková A., Vávra A., Voženílek V. 2013. Climatic regions of the Czech Republic. *Journal of Maps* 9: 425–430.
- Nařízení vlády 48/2017 Sb. o stanovení požadavků podle aktů a standardů dobrého zemědělského a environmentálního stavu pro oblasti pravidel podmíněnosti a důsledků jejich porušení pro poskytování některých zemědělských podpor. Příloha č. 2, odst. 7d).

Možnosti intenzifikace odrůstání výsadeb smrku ztepilého na starých zemědělských půdách v kontextu pedoklimatických limitů

Possibilities of Intensification of Spruce Plantings Growth on Old Agricultural Land in the Context of Paedoclimatic Limits

Aleš Kučera¹, Dušan Vavříček², Peter Dundek¹

¹ Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

² Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

Abstract:

The study deals with the topic of afforestation of agricultural land with Norway spruce on the border of its ecological optimum while providing nutritional support for plantings and in the context of the climatic characteristics of the habitat. The material was a locality on an old pasture (permanent grassland) in the lower altitudes of South Moravia (Czech Republic). There was a point treatment of the plantings in the area of permanent grassland as well as in the related forest stand by means of the combined fertilizers (N, P, K, Mg, Ca, S, growth regulators) and calcareous dolomite in order to assess soil chemistry, biometric characteristics and nutritional status. Simultaneously, climatic data (soil moisture and temperature, ambient temperature and precipitation totals) were measured in the forest stand. The results indicate the climatic extremes during the growing season (very low soil moisture more than 50 days below the wilting point, low precipitation totals, high average and cumulative temperatures). The point treatment resulted in chemical differentiation in the sense of a reduction in soil acidity (surprisingly at least in the instance of calcareous dolomite) and an increase in the content of alkaline cations, phosphorus and also in some variants of sulphur. The increments and the content of macrobioelements were differentiated according to the individual variants, as well. In particular, in the biotope of forested agricultural land the nutritional status is typical of the reduced potassium content, especially in the variant with calcareous dolomite, in comparison with the forest stand. A comprehensive assessment of the habitat provided the pieces of information on the possibility of ensuring more successful survival rate and the growth of plantings on agricultural land.

Keywords: forest soil; forest nutrition management; grassland afforestation; fertilization; soil hydrology

1 Úvod

Smysl převodů zemědělských půd na pozemky určené k plnění funkcí lesa lze spatřovat v krajinotvorné funkci, ekologické stabilitě i hydrické funkci krajiny. Předpokladem úspěšnosti výsadeb je volba odpovídající dřevinné skladby vzhledem ke stanovištním poměrům souvisejících lesních porostů. Úspěšnost zalesňování přitom podléhá celé řadě specifík co do vlastností edatopu i klimatopu. Edaficky se jedná o půdy výrazně ovlivněné kultivací, chemicky i fyzikálně. Proto se volba dřevinné skladby nemůže řídit

autentickými vlastnostmi daného stanoviště, nýbrž typologickými poměry vycházejícími z analogie typologického řazení podobných lesních stanovišť.

Lidská činnost patří k nejvýznamnějším faktorům dynamiky proměn v krajině. Jak zemědělské využití půdy, tak samotný exploatační přístup k lesním porostům vedou k odklonu pedogeneze od intaktních pedonů k antropogenně ovlivněným změnou dřevinné skladby či lesnického managementu, přímou kultivací či samotným přesunem zemních hmot a vznikem antropogenních substrátů (Bedrna 2002; Domžal et al. 1993; Szujeci 1996). Půdní prostředí s potenciálně přítomnými lesními porosty (Neuhäuslová et al. 1998) se tak mnohdy vyvíjí pod nelesní vegetací. Návratem lesního porostu potom dochází k výrazným stanovištním změnám, avšak půda si může v závislosti na charakteru pedonu uchovávat vlastnosti získané kultivací desítky až stovky let (Duponey et al. 2001; Wall a Westman 2006). Dochází k akumulaci nadložního humusu (Kacálek et al. 2007), ke změnám v půdním chemismu, k uzavírání toků látek a prvků ekosystémem, ke změnám ve vodním a tepelném režimu půdy i dané krajinné součásti.

Smrk ztepilý (*Picea abies* [L.] Karst.) je v současnosti dřevinou, u které byla překročena ekologická valence. Příčinou jsou epizodické klimatické události trvající v řádech jednotek let během vegetačního období, kdy vlhkost půdy dlouhodobě nepřekračovala hydrolimity fyziologicky dostupné vody, především bodu vadnutí. Navazující narušení vodního provozu a nutričního statutu vedlo k plošnému rozpadu smrkových porostů na řadě lokalit.

Úspěšnost výsadeb lze zároveň podpořit intenzifikací a optimalizací nutričního statutu kultur s využitím kombinovaných hnojiv (Nárovec 2001) s přidavkem růstových regulátorů pro podporu rozvoje kořenového vlášení. Informace o pedoklimatu lesního prostředí (hydrický, termický režim) přitom může vést k optimálnímu nutričnímu zajištění ve smyslu dostupnosti/antagonismu živin či schopnosti dřevin jejich aktivního příjmu.

Cílem příspěvku je zhodnotit možnosti zalesňování starých zemědělských půd smrkem ztepilým nižších polohách na živných stanovištích (soubor lesních typů 2S). Hodnocení bude přitom provedeno v kontextu s klimatickými charakteristikami zjišťovanými v souvisejícím lesním porostu. Naší pracovní hypotézou bylo, že dodávkou kombinovaných hnojiv s obsahem N, P, K, S, Mg dojde ke zdárnějšímu odrůstání výsadeb a k výraznější optimalizaci trofnostních poměrů i nutričního statutu v porovnání s neošetřenými variantami a s variantou ošetřenou vápnitým dolomitem.

2 Materiál a metody

Studijní lokalita je v 3. LVS na svěžím stanovišti (SLT 3S), nachází se na východní straně Boskovické brázdy tvořené permokarbonskými prachovými a jílovými břidlicemi Boskovické brázdy (N49°33'53,9"; E 16°37'17,4), nadm. v. 408 m n. m., J expozice.

Výzkumná plocha byla založená (1) na staré pastvině (v současnosti trvalý travní porost) s občasnou periodickou kultivací a chemickou meliorací (biotop typu „Z“); (2) v navazujícím porostu se smrkem ztepilým ve věku 5 let (biotop typu „les“). Půdním typem je kambizem vyluhovaná psefitická, na „Z“ s drnovým mullem (Němeček et al. 2011) a se starým kulturním horizontem Ap s psefitickými úlomky vodorovně uložené drti břidličného charakteru s matečnou horninou hlouběji 35 cm. Plocha sestává ze 4

variant ošetření a kontrolní variantou (tab. 1). V r. 2015 byla provedena šterbinová výsadba prostokořennými 1letými sazenicemi smrku ztepilého v hustotě 3,5 tis ks/ha o průměrné výšce 18 cm a tloušťce krčku 5 mm (Pecháček et al. 2017; Vavříček et al. 2010) v počtu 50–70 jedinců/varianta. V dubnu byly provedeny bodové aplikace hnojiv v množství 80 g hnojiva/sazenice na půdní povrch v průmětu korunky. Navazující referenční plocha „les“ je s vyvinutou humusovou formou morový moder a sestává z variant K (kontrolní) a SR.

Tab. 1: Testované přípravky a jejich složení z hlediska obsahu živin a růstových regulátorů (%).

Varianta	Obchodní označení	Koncentrace živin					Růstové regulátory
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaCO ₃	MgO	
SR	Silvamix®30	10	7	18	-	7,5	-
SR50s2	Silvamix®R50S2	14,5	7	18	-	5	0,17
Unicon	UniCon	14	6	21	-	6	0,17
VapDolomit	Vápnitý dolomit	-	-	-	54,56	40,84*	-

*) obsah MgCO₃

Odběr půdních vzorků byl proveden v říjnu 2016 ze 3 odběrných míst na každé variantě po odkrytí travního drnu z organominerálního horizontu v bezprostřední blízkosti jedinců v průmětu korunky. Vzorky asimilačního aparátu byly odebrány ze všech jedinců na variantě z posledního ročníku jehlic.

Biometrická měření proběhla v dubnu a v říjnu 2016 u všech jedinců při zjišťování délky přírůstu [cm] v r. 2016, tloušťky kořenového krčku [mm] a hmotnosti sušiny 100 ks náhodně vybraných jehlic [g].

Z půdních rozborů byly stanoveny pH aktivní a potenciálně výměnné (pH/H₂O; pH/KCl), kationtová výměnná kapacita (KVK), obsah výměnných kyselých (H⁺; Al³⁺) a bazických kationtů (BS) [mmol/kg], obsah P, Ca, Mg, K, S [mg/kg], poměr C/N, poměr HK/FK (C-HK; C-FK; C-CHL v %). Nutriční stav byl zjišťován dle obsahu makroelementů (P, Mg, Ca, K, N, S) [g/kg; % v případě N] a jejich vzájemných poměrů (Kučera et al. 2020).

Teplota (t) [°C] a vlhkost půdy (Θ) [% obj.] byly měřeny v přilehlém lesním porostu v referenčních v hloubkách 8 a 20 cm, teplota vzduchu a srážky byly měřeny ve výšce 2 m nad zemí. Půdní vlhkost byla vyjádřena vzhledem k hydrofyzikálním charakteristikám půdní vododržnosti – hydrolimitům, stanoveným analýzou neporušeného půdního vzorku (Kopeckého fyzikálního válečku). Stanoveny byly [% obj.]: maximální vodní kapacita (MVK), gravitační voda (GV), maximální kapilární kapacita (MKK), retenční vodní kapacita (RVK), bod snížené dostupnosti (BSD), lentokapilární bod (LB), bod vadnutí (BV), pórovitost (P), minimální vzdušná kapacita (A_{MKK}), využitelná vodní kapacita (VVK) [mm] a okamžitá zásoba využitelné vody (OZVV) [mm] (Kučera a Vavříček 2017), vždy pro danou referenční hloubku půdy.

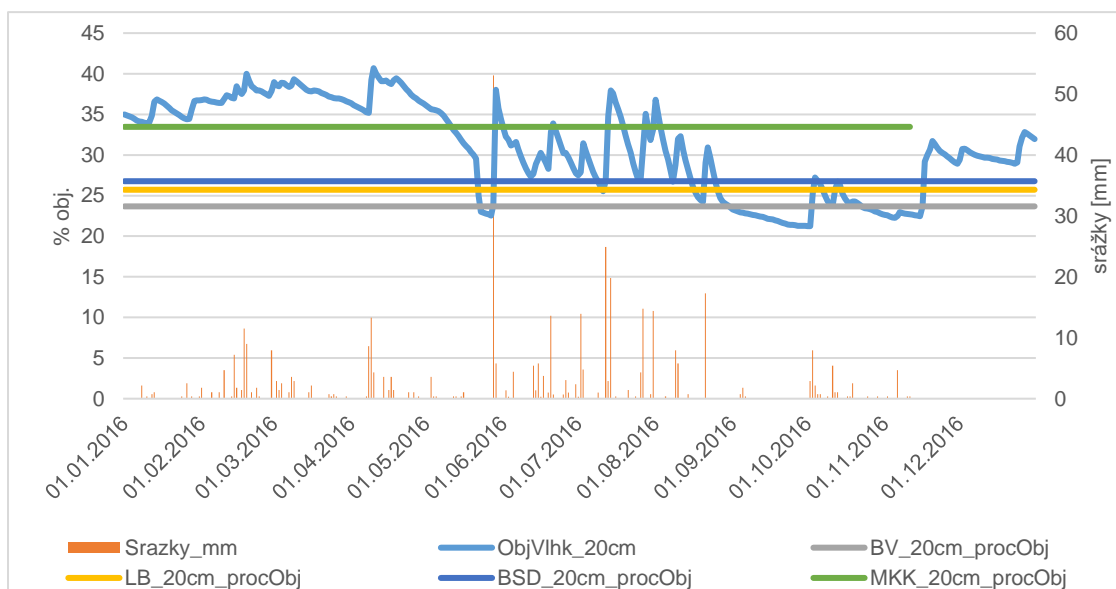
Statistické zpracování dat bylo provedeno na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ analýzou rozptylu (parametrickou ANOVA). Mnohonásobné porovnání bylo provedeno pomocí Tukeyova HSD testu.

3 Výsledky a diskuse

3.1 Hydropedologické a klimatické stanovištní aspekty

Z hlediska zonality klimaxových společenstev lze hovořit o hraničním stanovišti pro zdárné prospívání smrku. Pórovitost půdy je na hranici střední až vysoké, kdy více než 55 % zastupují mikropóry, které přispívají k půdní retenci. Společně s geologickými a půdně-typologickými podmínkami lze usuzovat na optimalizované zajištění vodou i při ročních srážkových úhrnech 426 mm, řadících rok 2016 stanovištně až na úroveň 1. LVS. To vyplývá také z podmínek vzdušného režimu: zatímco v 8 cm A_{MKK} přesahuje s hodnotou 24 % obj. optimum, s rizikem vysychavosti půdy, v hloubce 20 cm je A_{MKK} optimální (15 % obj.) vlivem účinků jemné texturní frakce (středně ulehlé, hlinité až jílovitohlinité minerální horizonty).

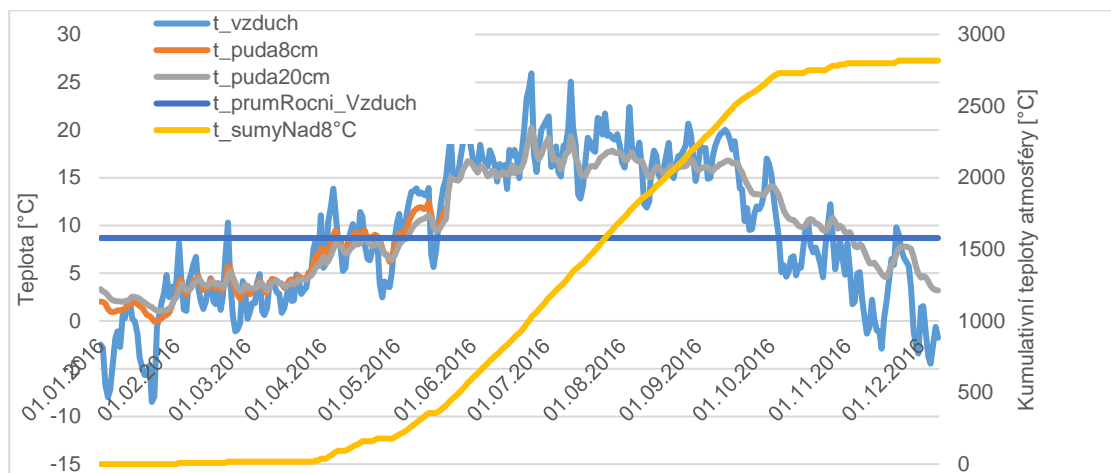
Potenciální vysychavost stanoviště naznačuje průběh Θ vzhledem k půdním hydrolimitům (obr. 1). Jejich spodní hranice byla překročena v průběhu vegetační sezóny v celém profilu rhizosféry (tab. 2) krátce v průběhu vegetace (přelom květen, červen) až pod úroveň BV a dále dlouhodoběji opakovaně na konci vegetační doby. Nelze vyloučit jednak samotný projev nedostatku půdní vláhy pro rostliny, ale také narušení příjmu některých živin z důvodu snížené hydratační energie (typicky Mg, méně Ca).



Obr. 1. Objemová vlhkost půdy v hloubce 20 cm s příslušnými hydrolimity (vysvětlivky viz v kap. Materiál a metody).

Tab. 2. Bilance průběhu objemové půdní vlhkosti vzhledem k půdním hydrolimitům v hloubkách půdy 8 a 20 cm (vysvětlivky viz v kap. Materiál a metody).

Hloubka	statistický parametr	níže BV	níže LB	níže BSD
8 cm	abs. počet dnů	52	82	126
	procentický podíl dnů	15,2	23,9	36,7
20 cm	abs. počet dnů	58	84	93
	procentický podíl dnů	16,9	24,5	27,1



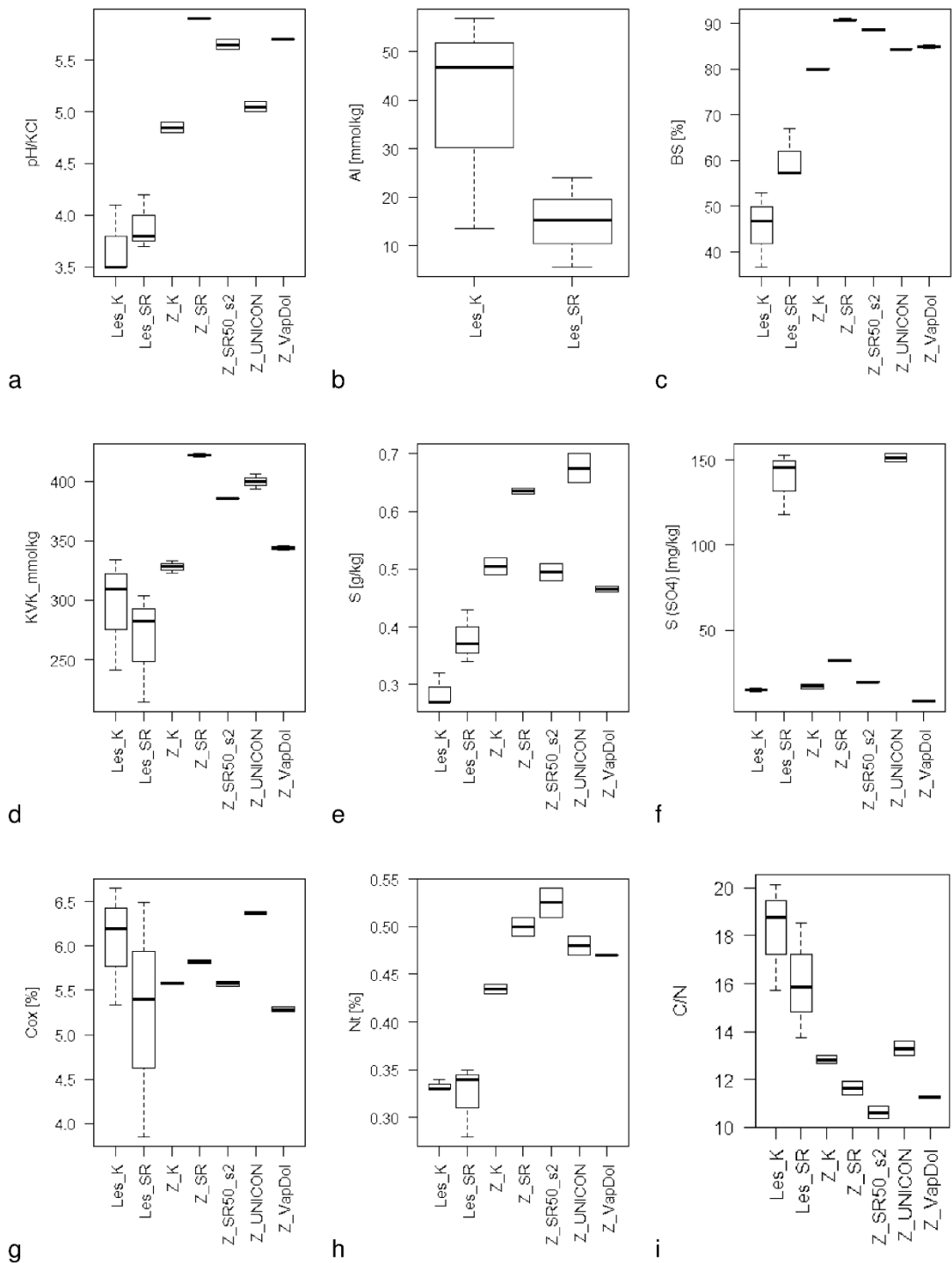
Obr. 2. Průběh teplotních charakteristik půdy (8 a 20 cm) a atmosféry (2 m).

V referenčních hloubkách Θ dosahovala pod úroveň bodu vadnutí 52 dní v 8 cm a 58 dní ve 20 cm (tab. 2), což lze považovat při dané expozici a nadmořské výšce za ekologické riziko spojené s působením sekundárních biotických činitelů. Navzdory tomu však z hlediska teplotních charakteristik půdy, kdy v hloubce 20 cm (obr. 2) byla v roce 2016 od 1. 3. do 30. 11. 11,76 °C, je stanoviště řazené ve 3. LVS. Z hlediska vodního režimu a dostupnosti vody není nezbytné považovat dosažení daných hydrolimitů paušálně za fatální, a to z aspektu jak sacího tlaku smrku ztepilého (Oltchev et al. 2002; Šach a Černohous 2015; Sellin 1998), tak z aspektu geologického podloží stanoviště představujícího retenčně účinnou vrstvu.

Ve srovnání se stratografií *topsoil* zalesněné plochy s dominujícím drnovým mullem (L 0,5 cm, níže Ad 4,5 cm) navazující lesní porosty se smrkem ztepilým při vývoji morového moderu o mocnosti 18,5 cm (L 2 cm, F 2 cm, H 2,5 cm, Ah 11,5 cm) demonstrují význam lesního porostu pro formaci svrchních vrstev půdního tělesa se všemi návaznostmi na retenční účinnost i na alokaci dusíku a fosforu v organické hmotě.

3.2 Trofnostní charakteristiky

V porovnání s kontrolní variantou je půdní reakce na ošetřovaných variantách zvýšená v obou typech biotopu. Typ biotopu „les“ se vyznačuje silně kyselou půdní reakcí (obr. 3a) s nepatrnými diferencemi mezi variantami, doloženou také zvýšenou mobilitou hliníku (obr. 3b). Na „Z“ došlo k nejvýraznějšímu zvýšení na variantě SR, a to i ve srovnání s variantou VapDol. Nejmenší navýšení pH nastalo na variantě UniCon, kde je pH/KCl na kritériální hranici středně kyselá – mírně kyselá. Silná hydrolytická acidita lesní půdy je na „Z“ jednak historicky snížena melioračním účinkem vápenných složek (proto kambizem vyluhovaná), jednak aktuálním účinkem hnojiv ve prospěch makrobielementů a nasycenosti půdního sorpčního komplexu. Navzdory fyziologické kyselosti aplikovaných přípravků dochází při kationtové výměně ke zvýšení pH ve prospěch jednomocných i dvoumocných bazí (obr. 3c).



Obr. 3. Pechochemické charakteristiky pôd po aplikácii testovaných prípravkov v kořenové zóně ošetřených jedinců na typech biotopů „Z“ a „les“ (vysvětlivky viz v tab. 1 a v kap. Materiál a metody).

Zvýšený obsah bazických kationtů tak je v typu biotopu „Z“ stále výraznou odezvou, byť na více než 4 decennia přerušené, chemické meliorace, představované v místě dané lokality zejména vápněním. Celkově supraoptimální obsah živin v půdě tak znamená nutriční perspektivu pro pěstované dřeviny; s ní však také související riziko poškození porostů houbovými patogeny, ale i klimatickými podmínkami (Kacálek et al. 2007; Mareš 2009).

Tab. 3. Pedochemické charakteristiky půdy po aplikaci testovaných přípravků v kořenové zóně ošetřených jedinců na typech biotopů „Z“ a „les“. Vysvětlivky viz v tab. 1 a v kap. Materiál a metody.

Varianta	C-CHL	C-CHK	C-FK	HK/FK	P	Mg	Ca	K
	[%]				[mg/kg]			
Les_K	1,49	0,76	0,76	1,00	32,0	350,0	2009,3	136,7
Les_SR	1,26	0,57	0,71	0,81	226,7	623,7	2045,3	325,3
Z_K	0,69	0,29	0,43	0,67	35,0	702,5	3940,0	318,0
Z_SR	0,61	0,25	0,41	0,61	253,0	1083,0	5506,5	742,0
Z_SR50_s2	0,59	0,26	0,36	0,72	381,0	1093,5	4598,5	855,5
Z_UNICON	0,67	0,22	0,48	0,46	181,5	1069,0	4686,0	602,5
Z_VapDol	0,69	0,27	0,44	0,61	31,0	794,5	4368,0	330,5

Obsah živin je pro všechny parametry půdně-specifický v rámci vymezených variant ošetření a dokládá význam agronomického managementu pro půdní prostředí a jeho výraznou diferenci při porovnání s lesní půdou. Obsah fosforu byl navýšen na každé ošetřené variantě vyjma VapDol, kde je, stejně jako na kontrolních variantách, jeho obsah nízký až střední, podle kritérií pro zemědělské půdy dokonce velmi nízký (tab. 3). Zatímco v lesních půdách je alokován především v organické hmotě a lze tak předpokládat jeho nutriční zajištění a minimální ztráty vyplavením (Binkley 1986), v biotopu typu „Z“ je při nejmenším v prvních dekádách od zalesnění půda náchylná k trofnostní disbalanci vlivem různé pohyblivosti vedle fosforu i dalších živin ve vazbě na perkolační režim a na různé půdní složky. Bazické kationty (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+) jsou zastoupeny ve velmi vysoké koncentraci na všech ošetřovaných variantách; překvapivě hořčík ani vápník nejsou nejvíce zastoupeny na variantě VapDol.

Z hlediska obsahu organické hmoty jsou půdy půdy silně až velmi silně humózní, přičemž na typu biotopu „les“ je demonstrována výrazná heterogenita půdního prostředí ve smyslu vysoké variability (obr. 3g) v porovnání s úzkými „krabicemi“ v případě homogenizované ornice. S tím související poměr C/N (obr. 3i) pohybuje se v lesní půdě v mezích optima znamená při převodu na lesní půdu zvýšenou pozornost vůči obsahu dusíku a jeho případným ztrátám vlivem nitrifikačních procesů a zrychlené mineralizace. Kvalitu humifikace typickou pro dané lesní stanoviště lze sledovat na výsledcích typu biotopu „les“ (tab. 3), kde poměr HK/FK v mezích 0,5–1,1 dokládá převahu kysele účinkujících, mobilních fulvokyselin; při současně až čtyřnásobně vyšším obsahu humusových látek v porovnání s typem biotopu „Z“. Zemědělská půda tak de facto představuje iniciační stádium vývoje lesního ekosystému se všemi souvisejícími aspekty, jako je prohlubování humifikačních procesů vyplývajících ze změn (1) půdně-mikrobních společenstev; (2) v tepelném a vodním režimu; (3) v koloběhu látek systémem a formaci humusových forem.

3.2 Biometrické a nutriční charakteristiky

Biometrické charakteristiky jsou specifické pro jednotlivé varianty ošetření s výraznou odezvou v typu biotopu „les“ ve variantě SR (obr. 4). V typu biotopu „les“, založeném jako poloprovozní výzkumná plocha v roce 2014 a tedy s již ustálenými fyziologickými procesy ve smyslu „šoku z přesazení“ jsou přírůsty výrazně vyšší a zároveň s velkými rozdíly hnojené a kontrolní varianty. Obdobný vývoj tak lze předpokládat pro kulturu na zalesněné zemědělské půdě.

ANOVA prokázala rozdíly v přírůstech při hladině významnosti $\alpha = 0,05$ jako těsně nevýznamné při nezamítnutí H_0 (p hodnota = 0,062). Navazující mnohonásobné porovnání (obr. 4a) ukazuje na statisticky významné (nevýrazné) diference ve výškách v jednotlivých variantách pouze při srovnání SR50_s2 (nejmenší přírůst) a SR (největší přírůst), kde p hodnota = 0,035.

Tloušťka kořenového krčku i hmotnost 100 ks jehlic ve formě sušiny (obr. 4b–c) byly největší na variantě ošetření SR. ANOVA zamítla H_0 v obou případech při výrazném překročení kritické hodnoty (pro tloušťku kořenového krčku p hodnota = 0,0005; pro hmotnost 100 jehlic p hodnota = $7,1e^{-5}$). Největší průměr kořenového krčku byl na variantě SR, kde je výrazně vyšší oproti všem ostatním variantám; ostatní varianty byly testem vyhodnoceny jako shodné resp. nevýznamně rozdílné. Hmotnost sušiny směsného vzorku 100 jehlic byla nevyšší na variantě SR a dále na variantě UniCon. Varianta SR je významně vyšší vůči všem ostatním variantám, varianta UniCon je významně vyšší pouze vůči kontrolní variantě.

Nutriční stav lze hodnotit jako optimální co do obsahu makrobioelementů (tab. 4). Především fosforem a dvoumocnými bazemi je výživa optimálně zajištěna. Obsah K se pohybuje nad spodní hranici optima především v typu biotopu „Z“. V lesním porostu je jeho obsah mírně deficitní, nicméně bez karenčních projevů. Pozornost je také nutné věnovat obsahu síry, která je v nízké koncentraci vzhledem k dusíku – poměr N/S výrazně převyšuje na většině variant optimální hodnoty 10–15. Tyto výsledky korespondují také s pedochemickými charakteristikami, kde se sírany pohybují až na výjimky („les“ – SR a „Z“ – UniCon) v nízkých hodnotách koncentrace.

Tab. 4. Obsah makrobioelementů a jejich vzájemný poměr v jehlicích v jednotlivých variantách. Vysvětlivky viz v tab. 1 a v kap. Materiál a metody.

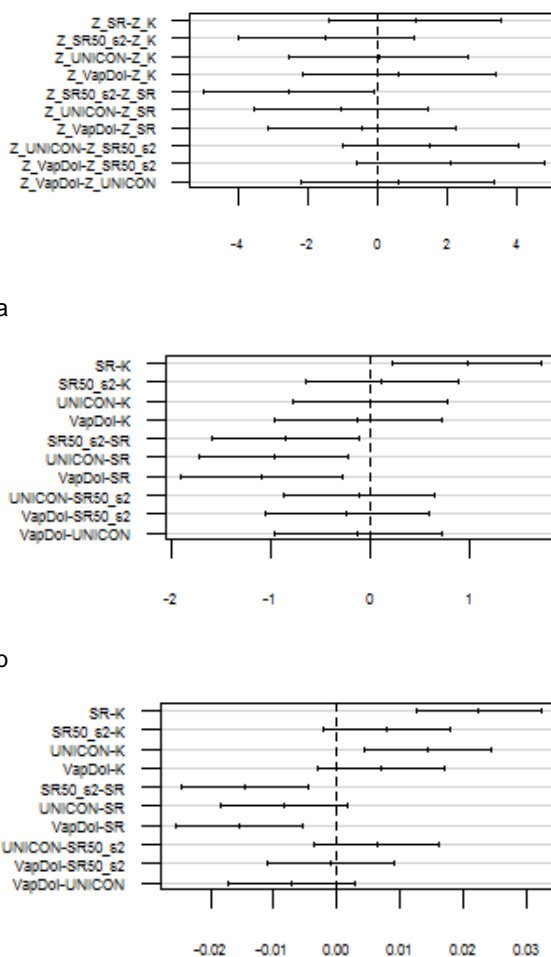
Varianta	P	Mg	Ca	K	N	S	Ca/Mg	K/Mg	N/S
	(g/kg)			(%)	(g/kg)				
Les_K	2,06	1,08	6,27	6,65	1,69	0,34	5,82	6,14	50,58
Les_SR	2,09	1,12	7,22	6,86	1,93	0,49	6,46	6,14	39,85
Z_K	1,86	1,05	9,74	6,73	2,12	1,05	9,28	6,41	20,19
Z_SR	1,88	1,27	13,10	8,69	2,05	0,96	10,31	6,84	21,35
Z_SR50_s2	1,80	0,93	8,49	6,32	1,87	0,54	9,13	6,80	34,63
Z_UNICON	1,69	1,21	9,49	4,91	1,67	0,37	7,84	4,06	45,14
Z_VapDol	1,53	1,21	7,37	4,26	1,33	0,23	6,09	3,52	57,83

Kombinovaná hnojiva jsou svým složením poměrně podobná. Liší se nepatrně v obsahu P a K a více v obsahu N. Ve sledovaném období nelze hovořit o jednoznačné korelaci půdního chemismu či nutričního statutu diferencovaně dle složení hnojiv. U hnojiva UniCon došlo ke skokovému navýšení koncentrace síry, která je v hnojivu obsažena v síranové formě jako nositel draslíku (K_2SO_4) (Kučera et al. 2018). Kombinovaná hnojiva nicméně vedla celkově ke zvýšení obsahu hlavních makro-bioelementů a produkci biomasy – jak asimilačního aparátu, tak dřevnatějících částí. Pokles C/N na hranici 10–12 zároveň vede ke zvýšené produkci nadzemní biomasy, která by při dostatečné dodávce draslíku a za účasti růstových regulátorů podporujících dlouhivý růst kořenů měla být v optimálním poměru k podzemní biomase resp. kořenovému vlášení.

3.3 Navazující vývoj porostů

Vývoj v následující generaci lesa lze rozdělit na nadzemní a podzemní část porostu. Jejich vzájemná propojenost určuje zpětnovazebnost vztahů půda-rostlina. Přitom vývoj půdního tělesa závisí na stavu lesního porostu co do druhové skladby, zdravotního stavu i pěstebního managementu a vývoj lesního porostu navíc závisí na stanovišních podmínkách – klimatu a edatopu.

Pedochemické změny při přechodu zemědělská – lesní půda lze očekávat směrem ke zvyšování acidity, snižování koncentrace bazických kationtů (Binkley a Valentine 1991; Kacálek et al. 2006) i ke kvalitativním změnám organické hmoty (Grieve 2001). V případě naší studie lze ve srovnání s navazujícím porostem očekávat analogický vývoj půdního chemismu, který je v lesním porostu charakteristický silně až extrémně kyselou půdní reakcí a výrazně nižším obsahem bazických kationtů. V případě fosforu nejsou výsledky naší studie jednoznačné – v obou typech biotopu byl fosfor navýšen až s dodávkou hnojiv. Vzhledem k jeho alokaci v organických horizontech nadložního humusu



c

Obr. 4. Výsledky mnohonásobného porovnání biometrických charakteristik na jednotlivých variantách ošetření (a) výškový přírůst; (b) tloušťka kořenového krčku; (c) hmotnost sušiny 100 jehlic.

(Binkley 1986) lze však předpokládat jeho lepší zajištění a zdárný přechod do výživy v lesním porostu.

Fyzikální změny lze očekávat ve smyslu snižování negativního dopadu kultivace na pedokompakci a tím na zhoršenou aeraci půdy, hypoxii i mechanickou prostupnost pro kořeny (Stanturf et al. 1998; Domžal et al. 1993; Wall a Heiskanen 2003). Tyto fyzikálně-mechanické změny výrazně ovlivňují architekturu kořenů, které mohou u už tak mělce kořenícího smrku nabýt ještě plošší charakter. V naší studii lze z hlediska fyzikálních a hydrofyzikálních půdních vlastností hovořit především o limitaci dostupností půdní vláhy. Samotná pedokompakce je zde úspěšně eliminována díky charakteru půdního prostředí typického vysokou skeletnatostí (Vavříček et al. 2014). Ta sice na jednu stranu představuje vhodnou mechanickou oporu, avšak ve zvýšené míře (zde i přes 50 % obj. půdního matrix) znamená výrazné snížení vododržnosti. Hloubková distribuce kořenů výsadby je tak zcela klíčovou pro hydrické zajištění juvenilních i vyspělejších porostů, tím spíše v podmínkách limitního a měnícího se klimatu. Na vlhkostní režim v souvislosti se zalesňováním zemědělských půd douglaskou (*Pseudotsugga menziesii* /Mirbel/ Franco) upozorňovali také Bartoš a Kacálek (2011). Především souvislý travní drn představuje pro výsadby zásadní konkurenci, nicméně v porovnání s vyžínanými plochami byla buřeň v této studii vyhodnocena jako prospěšná z hlediska ochrany mladých výsadeb před klimatickými extrémy, zejména v letním období. Výsledky studie autoři přisuzovali spíše výparu, než samotnému vlivu vegetace. Její vyžutí s ponecháním na ploše naopak může zvyšovat albedo a bránit přehřívání půdy. To je však na plochách uvedených v citované studii, stejně jako na ploše naší studie zásadním parametrem ve smyslu posunu vegetačních stupňů a novodobých klimatických excesů. V našem případě teplotní sumy z klimaticky extrémního roku 2016 dokládají posun až o 1 vegetační stupeň do 2. LVS a průměrnou roční teplotou dokonce do 1. LVS. Výsušný efekt teplot společně se zvýšeným prouděním vzduchu (Pryor a Barthelmie 2010) může znamenat zásadní riziko i při správné technologii výsadby a při optimálním nutričním zajištění.

Celkový fyziologický stav a nutriční statut lesního porostu se odvíjí od komplexu podmínek daného stanoviště (Hytönen a Ekola 1993). Půdní chemismus je tak nutně vnímat v kontextu vyvážené výživy a antagonismu kationtů na půdním sorpčním komplexu zejména ve vazbě na obsah a dostupnost draslíku. Jeho účast ve výživě výrazně podporuje rozvoj kořenů i odolnost při klimatických excesech, avšak zároveň je na zemědělských půdách při změnách *land use* potenciálně deficitním makrobioelementem, jehož optimální příjem je zpětnovazebně zajištěn aktivním příjmem kořeny. Paradoxně během přísušků, resp. snížené půdní vlhkosti je více přijatelným makrobioelementem než hořčík a vápník, které mohou být nutričně blokovány i při jejich optimální koncentraci v půdě. Perspektivními potom lze vnímat regulátory růstu s podporou urychleného rozvoje kořenového systému, vedoucího k hydrickému a nutričnímu zajištění výsadby.

4 Závěr

Zalesňování zemědělských půd stále patří mezi klíčová témata lesnického oboru. Zaslouží pozornost z aspektu nalézání ekologických limitů dřevin a možností

optimalizace jejich zdravotního stavu, odrůstání a výživy. Při zpětném hodnocení vymezených cílů a hypotéz lze potvrdit předpoklad, že kombinovaná hnojiva se lépe osvědčila ve srovnání jak s kontrolní variantou bez ošetření, tak s variantou ošetřenou vápniťm dolomitem. Ten se v mnoha aspektech jevil jako velmi blízký právě kontrolní variantě, zatímco ošetření kombinovanými hnojivy vedlo k úpravě půdního chemismu i k větší produkci jak asimilačního aparátu, tak i biomasy ve smyslu dlouhivého a tloušťkového přírůstu. Aplikace chemických přípravků by měla probíhat za znalosti pedologického stavu daného stanoviště a v kontextu s klimatickými poměry.

Summary

The study deals with the topic of afforestation of agricultural land with Norway spruce on the border of its ecological optimum while providing nutritional support for plantings and in the context of the climatic characteristics of the habitat. The material was a locality on an old pasture (permanent grassland) in the lower altitudes of South Moravia (Czech Republic). In 2015, one-year-old seedlings of Norway spruce were planted at the density of 3,500 individuals per hectare at the locality. Within the following year the point treatment of the plantings was performed in the area of permanent grassland as well as in the related forest stand by means of the combined fertilizers (N, P, K, Mg, Ca, S, growth regulators) and dolomitic limestone in order to assess soil chemistry (soil reaction, macronutrient content, cation exchange capacity, C/N and HA/FA ratios), biometric characteristics (height growth, root neck diameter, dry weight needles in the amount of 100) and nutritional status (content of macrobioelements in the assimilation apparatus). Simultaneously, climatic data (soil moisture and temperature, ambient temperature and precipitation sums) were measured in the forest stand. The outcomes indicate the climatic extremes during the growing season (very low soil moisture more than 50 days below the wilting point, low precipitation sums, high average and cumulative temperatures). The potential dryness of the habitat was further enhanced by the overall nature of the cambic pedon with a significant proportion of a small-sized skeleton (> 50%). The climatic optimum was also disturbed in terms of the temperature profiles (cumulative and average ambient temperatures), which fluctuated within the 2nd and the 1st forest vegetation zones, in contrast to the typologically defined 3rd forest vegetation zone, typical of the studied area. The point application resulted in chemical differentiation in the sense of a reduction in soil acidity (surprisingly at least in the instance of calcareous dolomite) and an increase in the content of alkaline cations, phosphorus and also in some variants of sulphur. The increments and the content of macrobioelements in the assimilation apparatus were also differentiated according to the individual variants. In particular, in the biotope of forested agricultural land the nutritional status is typical of the reduced potassium content, especially in the variant with calcareous dolomite, compared to the forest stand. The assumption of higher efficiency of the utilization of combined fertilizers in comparison with calcareous dolomite has been confirmed within the study. A comprehensive assessment of the habitat provided the pieces of information on the possibility of ensuring more successful survival rate and the growth of plantings on agricultural land.

Poděkování: Příspěvek byl sepsán s podporou projektů IGA Mendelovy univerzity LDF-PSV-2018-002 a Ministerstva zemědělství České republiky NAZV KUS QJ1320040.

Použitá literatura

- Bartoš J., Kacálek D. 2011. Douglaska tisolistá - dřevina vhodná k zalesňování bývalých zemědělských půd. Zprávy lesnického výzkumu 56 (Special): 6–13.
- Bedrna Z. 2002. Environmentálne pôdoznalectvo. Bratislava, Veda.
- Binkley D. 1986. Forest nutrition management. John Wiley & Sons Ltd., New York.
- Binkley D., Valentine D. 1991. Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine and Norway spruce in a replicated experiment. Forest Ecology and Management 40: 13–25.
- Domžal H., Hodara J., Słowińska-Jurkiewicz A., Turski R. 1993. The effects of agricultural use on the structure and physical properties of three soil types. Soil & Tillage Research 27: 365–382.
- Duponey J.L., Dambrine E., Laffite J.D., Moares C. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. Ecology 83: 2978–1984.
- Grieve I.C. 2001. Human impacts on soil properties and their implications for the sensitivity of soil systems in Scotland. Catena 42: 361–374.
- Hytönen J., Ekola E. 1993. Maan ja puuston ravinnetila Keski-Pohjanmaan metsietetyillä pelloilla. Summary: Soil nutrient regime and tree nutrition on afforested fields in central Ostrobothnia, Western Finland. Folia Forestalia 822: 1–32.
- Kacálek D., Bartoš J., Černohous V. 2006. Půdní poměry zalesněných zemědělských pozemků. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Sborník z celostátní konference konané 17.1. 2006 v Kostelci nad Černými lesy. ČZU Praha, VÚLHM-VS, Opočno: 169–177.
- Kacálek D., Novák J., Špulák O., Černohous V., Bartoš J. 2007. Přeměna půdního prostředí zalesněných zemědělských pozemků na půdní prostředí lesního ekosystému - přehled poznatků. Zprávy lesnického výzkumu 52: 334–340.
- Kučera A., Rosíková J., Pecháček J., Dundek P., Vavříček D. 2020. Combined fertilizers versus dolomitic limestone : A comparative study from a forest habitat with Norway spruce. Central European Forestry Journal 66: 141–150.
- Kučera A., Vavříček D., Rozmánek M., Vydlák J. 2018. Hnojivový a stimulační přípravek pro lesní kultury a školky. Užžitný vzor 31821, UPV Praha.
- Nárovec V. 2001. 100 × o hnojení v lese. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.
- Němeček J., Mühlhanslová M., Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha.
- Neuhäuslová Z., Blažková D., Grulich V., Husová M., Chytrý M., Jeník J., Jirásek J., Kolbek J., Kropáč Z., Ložek V., Moravec J., Prach K., Rybníček K., Rybníčková E., Sádlo J. 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky /Textová část/. Academia, Praha.
- Oltchev A., Cermak J., Nadezhdina N., Tatarinov F., Tishenko A., Ibrom A., Gravenhorst G. 2002. Transpiration of a mixed forest stand: Field measurements and simulation using SVAT models. Boreal Environment Research 7: 389–397.
- Pecháček J., Vavříček D., Kučera A., Dundek P. 2017. The effect of slow-release fertilizers on the soil environment of spread windrows in the Krušné Hory Mts. Journal of Forest Science 63: 331–338.
- Pryor S.C., Barthelmie R.J. 2010. Climate change impacts on wind energy: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 14: 430–437.
- Sellin A. 1998. The dependence of water potential in shoots of Picea abies on air and soil water status. Annales Geophysicae 16: 470–476.
- Stanturf J.A., Schweitzer C.J., Gardine E.S. 1998. Afforestation of marginal agricultural land in the low Mississippi River Alluvial Valley, U.S.A. Silva Fennica 32: 281–297.

- Szujecki A. 1996. Ekologiczne aspekty odtwarzania lasu na glebach porolnych. *Prace IBL* 27B: 47–55.
- Šach F., Černohous V. 2015. Hydraulický lift buku pro smrk: potenciálně významný ekosystémový proces pro pěstování smrkových porostů v souvislosti s klimatickou změnou oteplování. *Zprávy lesnického výzkumu* 60: 53–63.
- Vavříček D., Kučera A. 2017. Základy lesnického půdoznalství a výživy lesních dřevin. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*.
- Vavříček D., Pecháček J., Jonák P., Samec P. 2010. The effect of point application of fertilizers on the soil environment of spread line windrows in the Krušné hory Mts. *Journal of Forest Science* 56: 195–208.
- Vavříček D., Ulrych R., Kučera A. 2014. Ochrana půdy v těžebně-dopravní činnosti. *Mendelova univerzita v Brně*.
- Wall A., Heiskanen J. 1998. Water-retention characteristics and related physical properties of soil on afforested agricultural land. *Forest Ecology and Management* 186: 21–32.
- Wall A., Westman C.J. 2006. Site classification of afforested areble land based on soil properties for forest production. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1451–1460.

Vícerozměrná průzkumová analýza rozdílů vlastností lesních půd mezi Českým masivem a Karpaty

Multivariate Exploratory Analysis on Differences at Forest Soil Properties between Bohemian Massif and Carpathians

Pavel Samec^{1,2}

¹ Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

² Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, Nábřežní 1329, 250 01 Brandýs nad Labem – Stará Boleslav

Abstract:

Mutual interactions among soil properties regulate the trend in the geobiocoenosis development. The aim of the work was the application of multivariate statistical methods using the dimensionality reduction effect for the selection of soil properties suggesting soil development model optimization. The selection was carried out at the database of routine forest soil surveys in the Czech Republic divided between the Bohemian Massif (17,404 pits) and the Western Carpathians (2,750 pits), which were sampled during the time period 1953–2010. The forest soils in the Bohemian Massif are characteristic of averagely higher contents of sand, Fe₂O₃, Al₂O₃ and MgO. The Carpathian forest soils are specific for higher contents of finer grain fractions, more favourable physico-chemical properties, including higher nitrogen and calcium contents. The grain size, pH/H₂O, base saturation (BS), C_{org}, Al₂O₃, CaO and P₂O₅ formed a unified subset of potentially correlating properties of forest soils in the Czech Republic. The differences between the Bohemian Massif and the Carpathians were caused by the different value distributions in the soil carbon and phosphorus contents. The distribution of forest soil correlating properties was related to general differences in the soil development on nutrient-rich and acidic sites. While the correlations between BS and C_{org} affect forest status on all sites, soil groups affect it mainly through variously differentiated correlations between the clay content and BS.

Keywords: routine forest soil survey; multivariate exploratory analysis; Bohemian Massif; soil phosphorus; soil organic carbon

1 Úvod

Půdní prostředí je tvořeno pevnou, kapalnou a plynnou fází, které jsou nositeli fyzikálních, fyzikálně-chemických, chemických a biologických vlastností. Protože všechny půdní vlastnosti se v půdním tělese vyskytují současně, nevyhnutelně spolu interagují, díky čemuž se společně vyvíjejí. Změna kterékoli půdní vlastnosti vede ke změnám ostatních. Propojení vlastností půdních těles je nejpřehledněji charakterizovatelné pomocí vícerozměrných statistických metod (Dempster et al. 2013). Vícerozměrné metody hodnotí data uspořádaná v matici $n \times k$ z počtů n hodnot u k znaků. Nicméně vícerozměrné metody nejsou obecně využívány jako standardní nástroje k rozlišení struktur půdního krytu, nýbrž zůstávají uplatňovány pouze v případových studiích (Smith et al. 2011; Jackson a Chen 2004; Reid a Spencera 2009).

Vícerozměrné statistické metody jsou při hodnocení půd využívány jak k diagnostice půdotvorných procesů, tak k modelování rozšíření půdních jednotek. Diagnostika půdotvorných procesů spočívá v analýze příčin látkových vstupů a výstupů. Vícerozměrné přístupy k analýze látkových bilancí jsou buď aproximativní, nebo srovnávací. Aproximativní přístupy využívají vícenásobných regresních modelů k selekci prediktorů nejvíce ovlivňujících půdní ekologii (Meloun et al. 2002). Selektce prediktorů pomocí regrese je založena buď na maximalizaci korelace, nebo na postupné regresi. Maximalizující selektce spočívá ve srovnání všech kombinací j prediktorů z celkového počtu k tak, aby v mezích $1 \leq j \leq k$ byly nalezeny podskupiny kombinací nejvíce zvyšující těsnost korelace (Hendl 2009). Postupná regrese se vzhledem k přístupu maximalizace korelace odlišuje aproximací nejsložitějšího modelu a jeho postupným zjednodušováním až k nejtěsněji korelující kombinaci prediktorů (Kubáček a Kubáčková 1998).

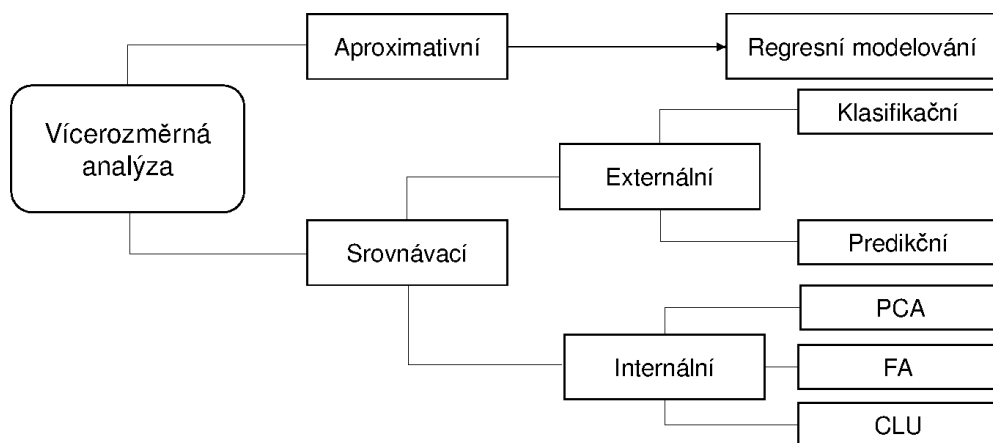
Srovnávací vícerozměrná analýza vyhodnocuje vztahy mezi veličinami zavedením latentních proměnných, které jsou zbaveny nehomogenit v rozptylu hodnot, snižujících korelace (Meloun et al. 2005). Vícerozměrné srovnání je rozděleno mezi externální analýzu zaměřenou na zjištění rozdílů mezi různými množinami proměnných, internální analýzu zjišťující rozdíly mezi proměnnými uvnitř jediné množiny (obr. 1) a strukturální analýzu vyšetřující příčinné vazby (Hendl 2009). Výchozí metodou externální analýzy je vícerozměrná analýza rozptylu (MANOVA). Zatímco MANOVA poukazuje na prostý výskyt rozdílů mezi různými množinami, k přiblížení jejich výsledků slouží klasifikační a predikční metody. Klasifikační metody rozdělují množiny do sourodých tříd a predikční metody vyšetřují hodnoty závislých proměnných z lineární kombinace prediktorů. Klasifikační metody předcházejí predikčním prostřednictvím vymezení tříd s odlišnými parametry regresních funkcí:

- **Diskriminační analýza (DA)** poukazuje na jednoznačnost příslušnosti prvků do tříd pomocí diskriminační funkce. Diskriminační funkce je lineární kombinace znaků, jejichž velikost je v přímé souvislosti se zařazením do odpovídající třídy. DA umožňuje posuzovat pravděpodobnost spojitosti půdních vlastností s nadstavbovými jednotkami diferenciacie ekosystémů (Samec 2020). Spojení DA a internální analýzy zaměřené na výběr optimálně korelujících znaků umožňuje hodnotit dopady zátěží na kvalitu ekosystémových složek (Park et al. 2006).
- **Klasifikační stromy** jsou modifikací neparametrické regresní analýzy vyhodnocující posloupanost a podobnost známého počtu kvalitativních závisle proměnných. Modifikace spočívá v analýze rozdílů mezi vektory nezávisle proměnných. Hodnocení posloupanosti spočívá v rozřazení závisle proměnných do stupnice tříd. Hodnocení podobnosti ukazuje přítomnost propojení mezi dvěma třídami (Klaschka a Kotrč 2004). Klasifikační stromy jsou využívány k hodnocení časo-prostorové proměnlivosti obsahů půdních látek (Han et al. 2018).
- **Víceúrovňové modelování** rozvíjí regresní analýzu hodnocením parametrů mezi různými úrovněmi sledování statistických vztahů. Víceúrovňový přístup nejenže zpřesňuje aproximaci hodnot závisle proměnných, ale především eliminuje výskyt ekologické chyby jako důsledku odlišných vztahů mezi vlastnostmi systému v různých rozsazích (Hendl 2009). Eliminace je dosahována pomocí současné optimalizace modelu mezi několika úrovněmi Víceúrovňové modelování upřesňuje

algoritmy generalizace mezi různými rozsahy modelování stejně jako upřesňuje pravděpodobnost událostí při opakovaných šetřeních (Gelman a Hill 2007).

- **Analýza historie událostí** hodnotí příčiny vývoje jevů v časových řadách. Hodnocení zahrnuje popis posloupnosti stavů, odhad pravděpodobnosti přežití a výskytů rizik ohrožujících průběh vývoje jevu. Popis jevů je prováděn pomocí semi-parametrických modelů (Lelièvre a Bringé 1998). Semi-parametrické modely nahrazují regresní analýzu při hodnocení odezvy systému na výskyt, délku působení a příčiny působení diskrétních prediktorů (Cox 1972). Analýza historie událostí vystihuje dopady náhlých narušení na půdní vývoj (Naji et al. 2014) nebo proměnlivost vnitropůdních vlastností (Vreeken 1984; Huggett 1998; Sheffield a Wood 2007).
- **Kanonická korelační analýza** vyšetřuje lineární vztahy mezi dvěma množinami znaků zavedením kanonických proměnných ve vzájemně ortogonálních pozicích. Zavedení kanonických proměnných probíhá postupně. Nejprve jsou optimalizovány maximální korelace lineárních kombinací znaků zvláště uvnitř každé množiny znaků. Následně je optimalizována maximální korelace mezi znaky z obou množin, která současně nekoresponduje s předchozími korelacemi (Meloun et al. 2005).

Internální analýza spočívá ve využití analýzy hlavních komponent (PCA), faktorové analýzy (FA) a analýzy shluků (CLU). Základní metodou internální analýzy je PCA, jejíž hlavním zaměřením je redukce dimenzionality srovnávaných proměnných na menší počet vzájemně nejvíce korelujících. PCA je prováděna pomocí lineární transformace původních znaků na vzájemně nekorelované hlavní komponenty. Redukce dimenzionality spočívá ve stanovení nezbytného počtu hlavních komponent bez ztráty většiny zahrnutého rozptylu (Kubáček a Kubáčková 1998). Hlavní komponenty jednotlivých prvků naznačují rozdělení systému do podmnožin. Pokud jsou prvky představovány půdními sondami, jejich rozdělení pomocí PCA naznačuje struktury podobného vývoje půdních vlastností ohraničené typy reliéfu a horninového podloží (Samec et al. 2019). Naproti tomu FA využívá redukce dimenzionality k jednoznačné charakteristice struktury znaků pomocí identifikace faktorů a jejich vah ovlivňujících



Obr. 1. Rozdělení metod vícerozměrné průzkumové analýzy dat mezi aproximativní a srovnávací externální a internální procedury.

jednotlivé proměnné (Csontos et al. 2007). Struktura znaků naznačuje podobnosti mezi hodnotami sdruženými do podmnožin v analýze shluků. CLU rozčleňuje prvky a jejich znaky do podmnožin podle míry podobnosti rozptylu. Průnik FA a CLU umožňuje při selekci potenciálně korelujících znaků rozlišovat podmnožiny prvků se vzájemně podobným rozptylem fyzikálních a chemických vlastností (Samec et al. 2016).

Cílem předkládaného příspěvku je představit postup vícerozměrné analýzy zaměřený na výběr vzájemné korelujících půdních vlastností pro odvození optimálních modelů struktur půdního krytu. Vícerozměrné metody byly využity jako průzkumové k redukci dimenzionality (Smith et al. 2011). Ověření dostatečné redukce dimenzionality bylo provedeno srovnáním výstupů dílčích procedur. K představení vícerozměrné průzkumové analýzy byly využity internální postupy vymezené do jednotlivých struktur geotektonického členění, aby jejich srovnání nahradilo externální postupy. Srovnání internálních postupů bylo určeno ke zjednodušení výběru znaků pro environmentální modelování. Vymezení podél hranic geotektonických struktur krajiny naznačuje trvalé prostorové hranice působení prostředí na půdní vývoj (Dempster et al. 2013). Výběr potenciálně korelujících půdních vlastností uvnitř území s jedinečným zastoupením typů reliéfu a hornin tudíž poukazuje, jaké složky krajiny podmiňují vývoj jednotlivých podmnožin půdních vlastností.

2 Materiál a metody

2.1 Data

Výběr korelujících vlastností byl vymezen lesními půdami rozdělenými mezi Český masiv a Vnější Západní Karpaty na území České republiky (26 900 km²; 115–1602 m n.m.). Lesy pokrývají 23 750 km² (35,6 %) Českého masivu a 3 150 km² (26,0 %) ve Vnějších Západních Karpatech. Vlastnosti lesních půd byly převzaty ze soustavy 20 154 sond vzorkovaných při státních poloprovozních průzkumech mezi lety 1953–2010 v databázi oblastních plánů rozvoje lesa spravované Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (Samec et al. 2014). Na území Českého masivu bylo lokalizováno 17 404 (86,36 %) půdních sond, zatímco v Karpatech 2750 (13,64 %) sond.

Půdní sondy zahrnuly 23 půdních typů charakterizovaných podle taxonomického klasifikačního systému (Němeček et al. 2011). Nejčetněji byly vzorkovány kambizemě (61 %), pseudogleje (9,16 %) a podzoly (6,93 %). Naopak litozemě, regozemě, smonice, koluvizemě, šedozemě, černozemě, černice, stagnogleje, pelozemě a kultizemě společně zahrnuly méně než 1 % vzorkovaných sond. Srovnání půdních vlastností bylo rozděleno mezi svrchní organo-minerální a podpovrchové minerální horizonty. Organo-minerální horizonty zahrnuly 68 typů horizontů, zatímco minerální diagnostické až substrátové horizonty zahrnuly 131 typů.

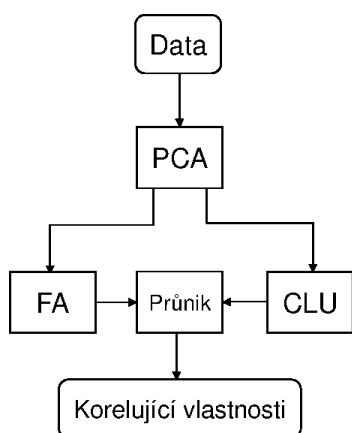
Srovnávané vlastnosti půdních horizontů byly rozděleny mezi fyzikální představované zrnitostními frakcemi písku (0,1–2,0 mm), prášku (0,05–0,1 mm), prachu (0,01–0,05 mm), jemného prachu (0,002–0,01 mm) a jílu (<0,002 mm), fyzikálně-chemické představované půdní reakcí (pH) a pasivní částí půdního sorpčního komplexu (SK) a chemické vymezené obsahy makrobiogenních látek organického uhlíku (C_{org}), celkového dusíku (N_{tot}), CaO, MgO, K₂O, P₂O₅, MnO, Fe₂O₃ a Al₂O₃. Zrnitost byla do roku 1983 zjišťována pipetovací metodou, později sedimentograficky (Galehouse 1971). Půdní

reakce byla zjišťována acidometricky jako aktivní ze suspenze v H₂O a potenciální výměnná v 1M KCl (půda:H₂O nebo KCl = 1:2,5) (Michéli et al. 2006). SK byl charakterizován pomocí bazické saturace (BS) z poměru výměnných bazí a kationtové výměnné kapacity (KVK). KVK byla sečtena z koncentrací Ca²⁺+Mg²⁺+K⁺+Na⁺+Al³⁺+H⁺ zjišťovaných do roku 2000 extrakcí v NH₄OAc (Blakemore a Metson 1960), později extrakcí v BaCl₂ (Vanmechelen et al. 1997). C_{org} byl do roku 1982 stanovován oxidačně-titrační metodou Walkey a Black (1934), mezi lety 1983–2000 byl stanovován podle Nelsona a Sommerse (1982) a později instrumentálně podle ISO 10694. N_{tot} byl do roku 2000 stanovován Kjeldalizací (Houba et al. 1989), později Dumasovou metodou (Buckee 1994). Obsahy vázaných živin byly stanoveny extrakcí v 20% HCl (Hraško et al. 1962).

2.2 Statistická analýza

Korelující vlastnosti množin svrchních a podpovrchových horizontů lesních půd mezi Českým masivem a Karpaty byly vybírány pomocí efektu redukce dimenzionality. Redukce dimenzionality byla dosažena sledem analýzy hlavních komponent, faktorové analýzy a shlukové analýzy do vícerozměrné průzkumové analýzy (MEDA). PCA byla použita k detekci korelací uvnitř podmnožin půdních vlastností. Z jednotlivých podmnožin se stejnými jednotkami byly vyloučeny ty vlastnosti, které byly pomocí komponentních vah zjištěny ve společném kvadrantu a neměly výrazně velký jeden vektor komponentní váhy. Počet potřebných komponentních vah byl zjištěn analýzou Cattelova indexového grafu z počtu vlivných faktorů, které vyjádřily > 90 % celkového rozptylu (Thalib et al. 1999).

Maximální počet zahrnutých faktorů pro stanovení optimálního počtu komponentních vah byl využit k určení podmínek uplatnění FA. Při FA byly vyloučeny veličiny, které nedosáhly $p > 0,60$. Podobnosti veličin z téže podmnožiny byly eliminovány jen na proměnnou s vyšší absolutní hodnotou faktorové zátěže. Výsledky FA byly revidovány pomocí CLU s eukleidovskou metrikou. CLU umožnila z identifikovaných kombinací potenciálně korelujících veličin vybrat pouze ty, které měly těsné vazby pouze s veličinami z jiných podmnožin. CLU byla souběžně provedena jednoduchým shlukováním a Wardovou metodou (Bam et al. 2011). Souběžné použití dvou metod CLU bylo provedeno k ověření robustnosti vztahů mezi selektovanými proměnnými. Průnikem FA a CLU byla provedena redukce dimenzionality za těchto podmínek: (1) aby zůstaly zastoupeny všechny podmnožiny veličin; (2) aby každá podmnožina byla zastoupena nejméně jednou veličinou; (3) aby z jedné podmnožiny byly upřednostněny veličiny blízké veličinám z jiných podmnožin; (4) aby byly vyloučeny zdánlivě odlehle veličiny (Samec et al. 2016). Naopak návrhy celkového výběru korelujících vlastností lesních půd jak mezi srovnávanými horizonty, tak mezi srovnávanými geotektonickými strukturami byly provedeny pomocí sjednocení matic MEDA (obr. 2).



Obr. 2. Schéma statistické selekce potenciálně korelujících půdních vlastností pomocí průniku internálních vícerozměrných analýz.

Tab. 1. Intervaly průměrů a směrodatných odchylek fyzikálních a chemických vlastností ve svrchních až podpovrchových horizontech lesních půd mezi Českým masivem a Vnějšími Západními Karpaty na území České republiky.

Vlastnost	Veličina	Český masiv		Vnější Západní Karpaty	
		Svrchní horizonty	Podpovrchové horizonty	Svrchní horizonty	Podpovrchové horizonty
Zrnitost (%)	písek	41,18±15,47	41,29±18,03	34,57±13,32	32,32±17,38
	prášek	13,54±8,11	12,18±7,30	13,61±6,51	12,57±6,03
	prach	27,24±9,64	26,18±10,61	31,26±8,94	31,67±10,38
	jemný prach	13,68±8,97	15,07±9,56	15,93±9,15	18,32±9,54
	jíl	3,36±2,36	5,29±4,56	4,45±3,44	6,69±4,99
Fyzikální chemie	pH/H ₂ O	4,46±0,77	4,74±0,78	4,80±1,04	4,95±1,00
	pH/KCl	3,64±0,70	3,92±0,66	4,02±1,01	4,12±0,92
	KVK (cmol ⁺ /kg)	17,52±17,28	14,03±18,74	21,39±29,89	16,87±78,89
	BS (%)	27,33±24,76	26,02±24,66	45,72±32,90	38,59±31,98
Chemie (%)	C _{org}	4,83±1,52	1,90±3,68	5,30±4,05	1,74±2,02
	N _{tot}	0,27±1,07	0,12±0,18	0,33±0,24	0,13±0,11
	Fe ₂ O ₃	2,03±2,35	2,98±2,78	1,78±1,49	2,35±1,72
	Al ₂ O ₃	2,51±1,52	2,96±2,03	2,33±1,48	2,63±1,88
	MnO	0,05±0,19	0,06±0,25	0,07±0,11	0,06±0,08
	CaO	0,34±1,07	0,29±1,18	0,43±1,30	0,42±2,08
	MgO	0,46±0,59	0,58±1,04	0,44±0,36	0,53±0,43
	K ₂ O	0,15±0,24	0,28±0,55	0,18±0,16	0,27±0,25
	P ₂ O ₅	0,08±0,19	0,07±0,11	0,08±0,04	0,06±0,05

Tab. 2. Vícerozměrná statistická selekce potenciálně korelujících vlastností lesních půd mezi Českým masivem a Vnějšími Západními Karpaty.

Vlastnost	Veličina	Český masiv				Vnější Západní Karpaty			
		Svrchní horizonty		Podpovrchové horizonty		Svrchní horizonty		Podpovrchové horizonty	
		PCA	FA∩CLU	PCA	FA∩CLU	PCA	FA∩CLU	PCA	FA∩CLU
Zrnitost	písek	-	-	0,99	-0,77	-	-	-17,75	0,71
	prášek	-	-	-0,09	0,84	-	-	0,14	-
	prach	-	-	-0,38	0,81	-	-	1,68	0,67
	jemný prach	-	-	-0,29	-0,64	-	-	0,79	-
	jíl	-	-	-0,24	-	-	-	0,95	-0,62
Fyzikální chemie	pH/H ₂ O	-	-0,89	-	-0,89	-	-0,87	-	-0,71
	pH/KCl	-	-0,90	-	-0,87	-	-0,82	-	-0,55
	KVK	-	-0,65	-	-0,61	-	-0,95	-	0,58
	BS	-	-0,63	-	-0,78	-	-0,96	-	-0,56
Chemie	C _{org}	0,34	-0,75	0,01	-	-0,99	-0,97	1,83	0,76
	N _{tot}	0,01	-	0,00	-	-0,89	-0,92	0,91	-
	Fe ₂ O ₃	-215,01	0,82	79,99	-	0,86	-	-0,22	-
	Al ₂ O ₃	-542,20	0,87	166,91	-0,62	0,94	0,92	-0,61	-0,66
	MnO	-0,15	-	-72,27	-	-0,55	-	-2,67	-0,25
	CaO	530,91	-0,89	1959,80	-0,63	-0,70	-0,73	-30,75	-0,71
	MgO	16,49	-	101,66	-	0,53	0,60	-0,48	-
	K ₂ O	-10,38	-	17,55	-	-0,79	-	-0,28	-
	P ₂ O ₅	-4,24	0,91	3,79	-	-0,86	-	-5,84	-0,73

3 Výsledky

Geotektonické členění ovlivňuje jak vertikální rozdíly mezi hodnotami vlastností lesních půd ve svrchních až substrátových horizontech, tak těsnost korelací mezi srovnávanými oblastmi. Lesní půdy na území Českého masivu se vyznačují vyššími průměrnými obsahy písku, Fe_2O_3 , Al_2O_3 a MgO . Karpatské lesní půdy se vyznačují vyššími obsahy jemnějších zrnitostních frakcí, příznivějšími fyzikálně-chemickými vlastnostmi včetně vyšších obsahů dusíku a vápníku.

Vyšší obsahy písku, Fe_2O_3 , Al_2O_3 a MgO při nižších hodnotách ostatních půdních vlastností jsou spjaty jen se svrchními horizonty pod lesy na území Českého masivu. Podpovrchové horizonty lesních půd v rozsahu Českého masivu se vzhledem ke karpatským půdám liší kromě vyšších obsahů písku, Fe_2O_3 , Al_2O_3 a MgO rovněž vyššími obsahy uhlíku, draslíku a fosforu. Svrchní horizonty karpatských lesních půd se vzhledem k Českému masivu odlišují kromě jemnozrnějšího složení, příznivější fyzikálně-chemie, vyššího obsahu N_{tot} a CaO také průměrně vyššími obsahy C_{org} , MnO a K_2O . Naopak podpovrchové horizonty se vyššími průměrnými obsahy C_{org} , MnO ani K_2O nevyznačují. Navzdory rozdílným hodnotám většiny půdních vlastností zůstaly obsahy P_2O_5 ve svrchních horizontech a obdobně MnO v podpovrchových horizontech mezi Českým masivem a Vnějšími Západními Karpaty průměrně rovny. Obsah MnO se mezi svrchními a podpovrchovými horizonty vyrovnává, zatímco obsah P_2O_5 diferencuje (tab. 1).

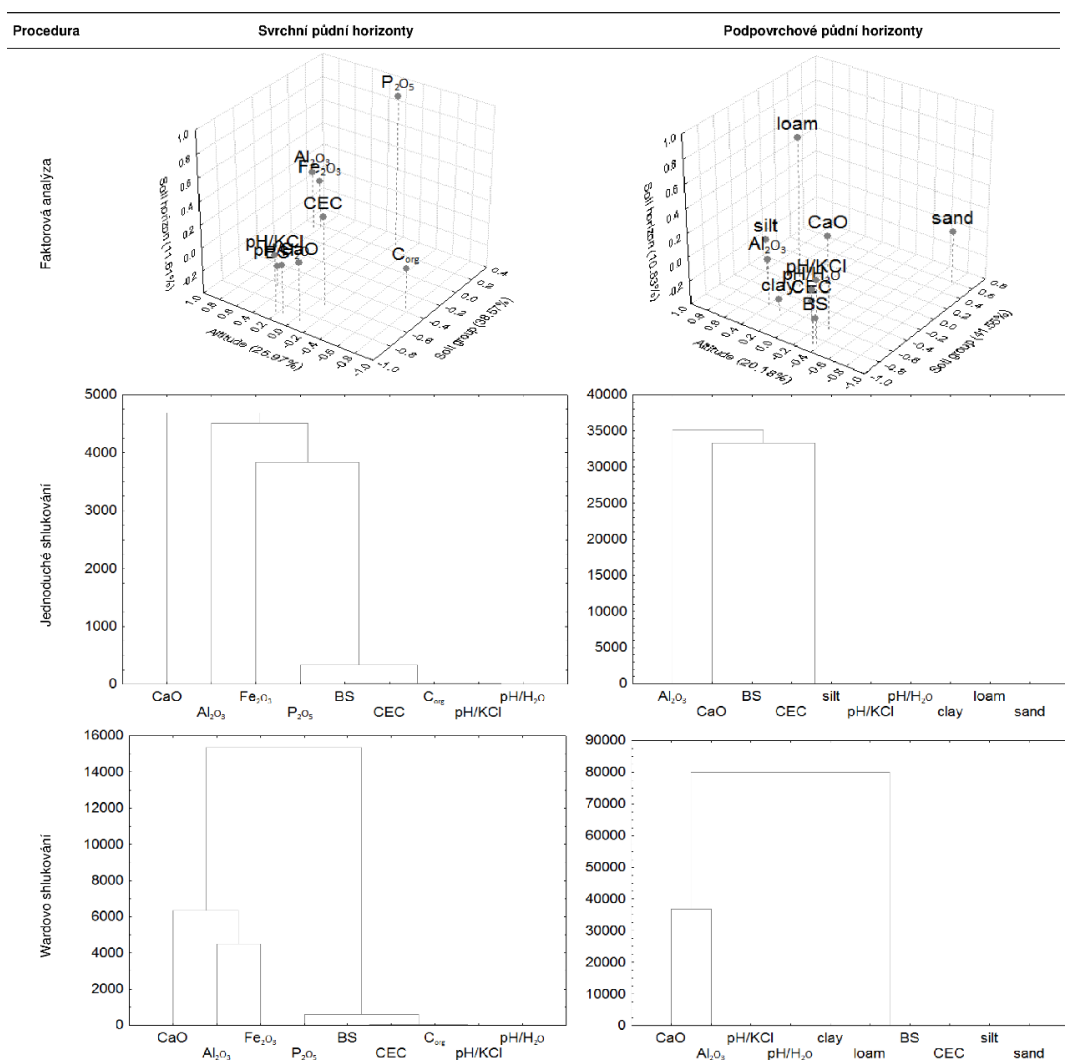
Diferenciace půdních vlastností mezi Českým masivem a Karpaty byla zaznamenána pomocí rozdílných rozptylů hodnot. Na území Českého masivu se nachází významnější diferenciace hrubších zrnitostních frakcí než jílu, kdežto v Karpatech je podobně významná diferenciace jak písku a prachu, tak i jílu. Menší diferenciace zrnitosti souvisela s větší diferenciací chemických vlastností. Souvislost mezi diferenciací fyzikálně-chemických a chemických vlastností je úměrná pouze uvnitř srovnávaných geotektonických struktur. Český masiv se vyznačuje podobně diferencovaným pH a bazickou saturací minerálních horizontů, kdežto v Karpatech se vyskytuje významná fyzikálně-chemická diferenciace jen BS. Svrchně-půdní chemické vlastnosti jsou mezi Českým masivem a Karpaty podobnější než fyzikálně-chemické vlastnosti. Jako korelující byly vybrány vlastnosti, jejichž hodnoty se mezi srovnávanými geotektonickými strukturami lišily současně ve svrchních i podpovrchových horizontech nebo byly diferencovány rostoucím rozptylem.

Zrnitost, $\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$, BS, C_{org} , Al_2O_3 , CaO a P_2O_5 vytvořily potenciálně korelující vlastnosti lesních půd. Výběr byl ovlivněn rozdíly ve vztazích C_{org} a P_2O_5 s ostatními půdními vlastnostmi. Nicméně pouze korelace C_{org} byly potvrzeny jako významné, zatímco korelace s N_{tot} nebo P_2O_5 byly při srovnání faktorové a shlukové analýzy shledány jako méně významné. Průniky mezi FA a CLU potvrdily korelace mezi vlastnostmi s významně podobnými hlavními komponentami. Zatímco lesní půdy na území Českého masivu jsou charakteristické korelujícími obsahy písku až jemného prachu, pH , BS, C_{org} , Al_2O_3 a CaO (obr. 3), ve Vnějších Západních Karpatech jsou nejvýznamnější korelace jen písku, prachu a jílu s BS, C_{org} , Al_2O_3 , CaO a P_2O_5 (obr. 4; tab. 2). Obsah jílu a pH korelovaly s většinou vybraných půdních vlastností. Korelace s bazickou saturací, C_{org} , Al_2O_3 a CaO byly významnější než s N_{tot} nebo MgO . Naproti tomu obsahy písku nebo hlinitých částic

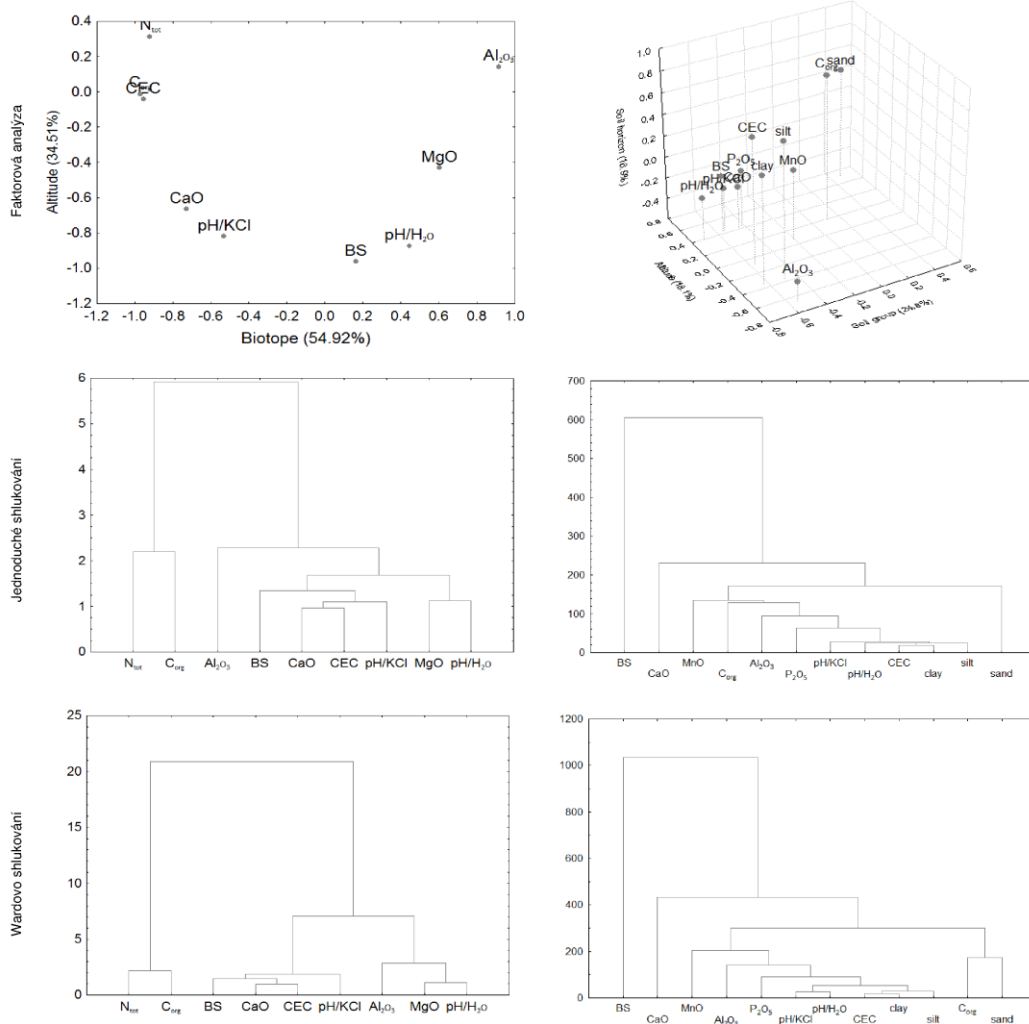
korelovaly s ostatními vlastnostmi převážně slabě. Obsah hlíny významně koreloval na jednu stranu s vybranými vlastnostmi obsahem prachu a půdní reakcí, na druhou stranu rovněž s méně souvisejícími obsahy N_{tot} a MgO (tab. 3).

4 Diskuse

Výběr korelujících vlastností lesních půd byl založen na podobnostech rozptylu. Rozptyl vlastností lesních půd je způsoben nestabilitou prostředí, které se neustále vyvíjí. I když vývoj lesních půd je více méně přirozený, přesto je jeho trend odchylován zejména změnami environmentálních zátěží (Shen et al. 2014). Vývoj lesních půd je nejvíce odchylován urychlením rozkladu půdní organické hmoty vlivem globálního oteplování, změnou dostupnosti vody po odchýlení rozložení srážek a zintenzivněným okyselováním, prohlubujícím se vysoušení krajiny a pěstováním nepřirozených kultur



Obr. 3. Porovnání faktorové a shlukové analýzy mezi svrchními a podpovrchovými horizonty lesních půd na území Českého masivu.



Obr. 4. Porovnání faktové a shlukové analýzy mezi svrchními a podpovrchovými horizonty lesních půd ve Vnějších Západních Karpatech.

(Paoletti et al. 2010). V důsledku environmentální změny se mezi půdními vlastnostmi rozčleňují více nebo méně proměnlivé. Na druhou stranu stálý zápoj vegetace lesních půd umožňuje postupné vyrovnávání bilance látkových přeměn a usměrnění půdního vývoje (Šebesta et al. 2011). Během ustálení dynamické rovnováhy půdního vývoje se rozčleňují charakteristické rozdíly mezi látkovou dynamikou ve svrchních a podpovrchových horizontech (Šamonil et al. 2011). Podpovrchové horizonty se vzhledem ke svrchním vyznačují nízkými obsahy přístupných živin, ale díky výrazně větší mocnosti a pomalejšímu průběhu změn hodnot vlastností jsou důležitými zásobníky biogenních prvků (Rumpel a Kögel-Knabner 2011).

Tab. 3. Lineární korelace mezi vlastnostmi svrchních a podpovrchových horizontů lesních půd (**tučně** statisticky významná závislost při $p < 0,05$).

Horizont	Veličina	prášek	prach	jemný prach	jíl	pH/H ₂ O	pH/KCl	KVK	BS	C _{org}	N _{tot}	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	MnO	CaO	MgO	K ₂ O	P ₂ O ₅
svrchní	pH/H ₂ O					0,93		0,42	0,54	0,17	-0,05	-0,03	-0,07	-0,08	0,71	0,57	0,08	-0,23
	pH/KCl						0,43	0,62	0,27	0,20	0,01	0,03	0,05	-0,08	0,74	0,56	0,11	-0,14
	KVK									0,26	0,36	-0,20	-0,07	-0,14	0,60	0,26	-0,18	-0,04
	BS									-0,03	-0,28	0,21	0,24	-0,35	0,50	0,52	0,23	-0,46
	C _{org}										0,64	-0,65	-0,56	0,05	0,38	-0,09	-0,26	0,03
	N _{tot}											-0,35	-0,22	0,16	0,29	-0,08	-0,31	0,37
	Fe ₂ O ₃												0,72	0,08	-0,15	0,42	0,57	0,08
	Al ₂ O ₃													-0,19	-0,14	0,29	0,41	-0,02
	MnO														-0,20	-0,17	0,08	0,49
	CaO															0,70	0,15	-0,17
MgO																0,65	0,15	-0,16
K ₂ O																		0,22
podpovrchový	písek	-0,41	-0,78	-0,83	-0,64	-0,34	-0,28	-0,43	-0,43	-0,02	-0,01	-0,40	-0,53	-0,36	-0,21	-0,30	-0,54	-0,08
	prášek	0,24		0,13	0,13	0,43	0,43	0,28	0,39	0,20	0,28	0,06	0,24	0,20	0,32	0,22	0,15	0,24
	prach			0,58	0,20	-0,04	-0,06	0,12	0,14	0,14	0,11	0,31	0,29	0,40	-0,12	0,17	0,32	0,08
	jemný prach				0,58	0,22	0,16	0,32	0,29	-0,09	-0,04	0,37	0,44	0,27	0,10	0,24	0,49	0,06
	jíl					0,45	0,38	0,37	0,46	-0,32	-0,30	0,28	0,50	0,06	0,30	0,26	0,49	-0,16
	pH/H ₂ O						0,97	0,58	0,81	-0,15	0,05	0,27	0,39	0,03	0,67	0,40	0,43	0,20
	pH/KCl							0,58	0,78	-0,12	0,10	0,18	0,29	-0,01	0,70	0,35	0,34	0,23
	KVK								0,58	0,02	0,23	0,34	0,33	0,06	0,59	0,43	0,40	0,28
	BS									-0,07	0,18	0,38	0,41	0,16	0,37	0,40	0,48	0,21
	C _{org}										0,62	-0,06	-0,10	0,40	-0,01	-0,07	-0,12	0,28
	N _{tot}											0,24	-0,08	0,30	0,02	0,03	-0,05	0,37
	Fe ₂ O ₃												0,79	0,30	0,03	0,52	0,70	0,42
	Al ₂ O ₃													0,33	0,20	0,58	0,83	0,33
	MnO														-0,07	0,22	0,31	0,21
	CaO															0,34	0,21	0,17
	MgO																0,59	0,38
	K ₂ O																	

Půdní jíl, uhlík a fyzikální chemie se nejvíce podílejí na vývoji funkcí lesních ekosystémů. Interakce mezi jílovými nebo organickými koloidy tvoří aktivní část a výměnné látky tvoří pasivní část půdního sorpčního komplexu ovlivňující úživnost včetně ekosystémové produktivity, odolnosti a zdravotního stavu lesa (Nave et al. 2014). Nicméně narušené půdy nejsou schopny účinně přispět ke zlepšení zdravotního stavu lesů, i když environmentální zátěž klesá (Oulehle et al. 2012). Zdravotní stav lesů je ovlivňován souvisejícím kolísáním půdní bazické saturace, MgO a C_{org} s atmosférickými podmínkami (Smidt a Herman 2004; Vacek et al. 2007; Samec et al. 2016). Společné působení globálního oteplování a kyselá depozice způsobuje diferenciaci úživnosti různých typů lesních půd (Peterman a Bachelet 2012). Nepřirozené lesní porosty a jehličnaté lesy jsou náchylnější k antropogennímu zintenzivnění okyselování půd než přirozené listnaté porosty (Oulehle et al. 2010). Ohrožení nepřirozených nebo jehličnatých lesů recentní environmentální změnou je významnější na chudých půdách. Naopak přirozené lesy na živných půdách zůstávají odolnější i při zátěži (Samec et al. 2016).

Prostorové rozčlenění vlastností lesních půd souvisí s obecnými rozdíly půdního vývoje mezi živnými a kyselými stanovišti (Samec 2008). Lesy na kyselých půdách jsou náchylnější vůči environmentálním zátěžím nejen díky nízkým obsahům živin, ale také díky jejich nahodilým proměnlivostem. BS a MgO jsou přímo úměrné obsahu zrnitostních frakcí, zatímco obsah C_{org} je přímo úměrný obsahu Al_2O_3 (Samec et al. 2016). BS těsněji souvisí s půdním jílem než s C_{org} , ale korelace Al_2O_3 s C_{org} přímo souvisí s rozdílnými rychlostmi rozkladu půdní organické hmoty mezi kyselými a živnými stanovišti podmíněné vlivem pH na uvolňování Al^{3+} a pokles BS (Oulehle et al. 2006). Nesoulady mezi vyšším obsahem C_{org} a nižší BS souvisejí s náchylností lesů vůči vnějším změnám. Zatímco nesoulady v korelacích mezi BS a C_{org} ovlivňují zdravotní stav lesů na všech stanovištích, půdní typy ovlivňují zdravotní stav lesů především prostřednictvím různě diferencovaných korelací mezi obsahem jílu a BS (cf. Vacek et al. 2007).

5 Závěr

Geotektonické členění ČR ovlivnilo těsnost korelací mezi vlastnostmi lesních půd. Na území Českého masivu se nachází významnější diference hrubších zrnitostních frakcí než jílu, kdežto v Karpatech je podobně významná diference jak písku a prachu, tak i jílu. Menší diference zrnitosti souvisela s větší diferenciací chemických vlastností. Sjednocení korelujících vlastností lesních půd mezi Českým masivem a Karpaty naznačuje významný vliv zrnitosti, pH, bazické saturace, C_{org} , Al_2O_3 , CaO a P_2O_5 na rozdělení geobiocenóz. Zatímco lesní půdy na území Českého masivu jsou charakteristické korelujícími obsahy písku až jemného prachu, pH, BS, C_{org} , Al_2O_3 a CaO, ve Vnějších Západních Karpatech jsou nejvýznamnější korelace jen písku, prachu a jílu s BS, C_{org} , Al_2O_3 , CaO a P_2O_5 . Obsah jílu a pH korelovaly s většinou vybraných půdních vlastností. Korelace s bazickou saturací, C_{org} , Al_2O_3 a CaO byly významnější než s N_{tot} nebo MgO. Naproti tomu obsahy písku nebo hlinitých částic korelovaly s ostatními vlastnostmi převážně slabě.

Summary

The interactions among soil properties are definable through the multivariate exploratory analysis. Multivariate modelling is divided into external analysis focused on detecting of differences among various variable sets, internal analysis detecting differences among variables within a single set, and structural analysis investigating causal feedbacks. The multivariate exploratory analysis was carried out through internal approaches defined for basic structures of the Geotectonical Division of the Czech Republic to contrast replacing the external procedures. The comparison of the internal procedures was designed as simplification of the feature selection prior to environmental modelling. The statistical selection of mutual significantly correlating forest soil properties in the Czech Republic suggested that the grain size, pH, base saturation, C_{org} , Al_2O_3 , CaO a P_2O_5 predominantly influence occurrences of geobiocoenoses. While the forest soils in the Bohemian Massif are characteristic for the correlation contents of sand with fine silt, pH, BS, C_{org} , Al_2O_3 and CaO , the correlations of sand, silt and clay with BS, C_{org} , Al_2O_3 , CaO and P_2O_5 in the Outer Western Carpathians are exclusively considered to be the most significant ones. The clay content and pH correlated with the majority of the selected soil properties. The correlations with base saturation, C_{org} , Al_2O_3 and CaO were more significant than the ones with N_{tot} or MgO . On the contrary, the contents of sand or loam grains correlated with other properties predominantly inconclusively.

Použitá literatura

- Bam E.K.P., Akiti T.T., Osaie S.D., Ganyaglo S.Y., Gibrilla A. 2011. Multivariate cluster analysis of some major and trace elements distribution in an unsaturated zone profile, Densu river basin, Ghana. *African Journal of Environmental Science and Technology* 5: 155–167.
- Blakemore L. C., Metson A. J. 1960. Micro-Determination of Cation-Exchange Capacity and Total Exchangeable Bases. *Soil Science* 89: 202–208.
- Buckee G. K. 1994. Determination of total nitrogen in barley, malt and beer by Kjeldahl procedures and the Dumas combustion method – Collaborative trial. *Journal of the Institute of Brewing* 100: 57–64.
- Cox D.R. 1972. Regression Models and Life-Tables (with Discussion). *Journal of the Royal Statistical Society B* 34: 187–220.
- Csontos P., Roccini D., Bacalo G. 2007. Modelling factors affecting litter mass components of pine stands. *Community Ecology* 8: 247–255.
- Dempster M., Dunlop P., Scheib A., Cooper M. 2013. Principál component analysis of the geochemistry of soil developed on till in Northern Ireland. *Journal of Maps* 9: 373–389.
- Galehouse J. S. 1971. Sedimentation Analysis. San Francisco State College, San Francisco.
- Gelman A., Hill J. 2007. Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models. Cambridge University Press, New York.
- Han J., Mao K., Xu T., Guo J., Zuo Z., Gao C. 2018. A soil moisture estimation framework based on the CART algorithm and its application in China. *Journal of Hydrology* 563: 65–75.
- Hendl J. 2009. Přehled statistických metod. Analýza a metaanalýza dat. Portál, Praha.

- Houba V. G. J., van der Lee J. J., Novozamsky I., Walinga I. 1989. Soil Analysis Procedures. Soil and Plant Analysis, Part 5. Wageningen Agricultural University.
- Hraško J., Červenka L., Facek Z., Komár J., Němeček J., Pospíšil F., Sirový V. 1962. Rozbory pôd. Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry, Bratislava.
- Huggett R.J. 1998. Soil chronosequences, soil development, and soil evolution: a critical review. *Catena* 32: 155–172.
- Jackson D.A., Chen Y. 2004. Robust principal analysis and outlier detection with ecological data. *Environmetrics* 15: 129–139.
- Klaschka J., Kotrč E. 2004. Klasifikační a regresní lesy. In: Antoch J., Dohnal G. (eds.), ROBUST2004. Jednota českých matematiků a fyziků, Třešť: 177–184.
- Kubáček L., Kubáčková L. 1998. Statistická hlediska při zpracování heterogenních dat. *Geodetický a kartografický obzor* 86: 237–240.
- Lelièvre É., Bringé A. 1998. Practical Guide to Event History Analysis using SAS, TDA, STATA. INED, Paris.
- Meloun M., Militký J., Hill M. 2005. Počítačová analýza vícerozměrných dat v příkladech. Academia, Praha.
- Meloun M., Militký J., Hill M., Brereton R.G. 2002. Crucial problems in regression modelling and their solutions. *Analyst* 127: 433–450.
- Michéli E., Schad P., Spaargaren O., Dent D., Nachtergaele F. (eds.) 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports 103, FAO, Rome.
- Naji M., Khalim A.R., Naji M. 2014. Integral Abutment Bridges-Development of Soil Model for Soil Structure Interaction in Time History Analyses. *International Journal of Engineering Research and Development* 10: 31–40.
- Nave L.E., Sparks J.P., Le Moine J., Hardiman B.S., Nedalhofer K.J., Tallant J.M., Vogel C.S., Strahm B.D., Curtis P.S. 2014. Changes in soil nitrogen cycling in a northern temperate forest ecosystem during succession. *Biogeochemistry* 121: 471–488.
- Nelson D.W., Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page A. L. (ed.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. ASA, SSSA, Madison: 539–580.
- Němeček J., Mühlhanslová M., Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha.
- Oulehle F., Hofmeister J., Cudlín P., Hruška J. 2006. The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Načetín, Czech Republic. *Science of the Total Environment* 370: 532–544.
- Oulehle F., Hleb R., Houška J., Šamonil P., Hofmeister J., Hruška J. 2010. Anthropogenic acidification effects in primeval forests in the Transcarpathian Mts., Western Ukraine. *Science of Total Environment* 408: 856–864.
- Oulehle F., Cosby B.J., Wright R.F., Hruška J., Kopáček J., Krám P., Evans C.D., Moldan F. 2012. Modelling soil nitrogen: The MAGIC model with nitrogen retention linked to carbon turnover using decomposer dynamics. *Environmental Pollution* 165: 158–166.
- Paoletti E., Schaub M., Matyssek R., Wisser G., Augustaitis A., Bastrup-Birk A.M., Bytnerowicz A., Günthardt-Goerg M.S., Müller-Starck G., Serengil Y. 2010. Advances of air pollution

- science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution* 158: 1986–1989.
- Park S., Ku Y.K., Seo M.J., Kim D.Y., Yeon J.E., Lee K.M., Jeong S.-C., Yoon W.K., Harn C.H., Kim H.M. 2006. Principal component analysis and discriminant analysis (PCA–DA) for discriminating profiles of terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) in soil bacterial communities. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2344–2349.
- Peterman W., Bachelet D. 2012. Climate Change and Forest Dynamics: A Soils Perspective. In: Hester R.E., Harrison R.M. (eds.), *Issues in Environmental Science and Technology 35: Soils and Food Security*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge: 159–182.
- Reid M.K., Spencera K.L. 2009. Use of principal component analysis (PCA) on estuarine sediment datasets: The effect of data pre-treatment. *Environmental Pollution* 157: 2275–2281.
- Rumpel C., Kögel-Knabner I. 2011. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil* 338: 143–158.
- Samec P. 2008. Biochemie ekologických procesů v zonálních lesních půdách. Review. *Zprávy lesnického výzkumu* 53: 230–238.
- Samec P. 2020. Geografická závislost dřevinné skladby lesů a půdních vlastností během environmentální změny. Mendelova univerzita v Brně.
- Samec P., Kučera A., Tuček P. 2014. Fluctuations in the Properties of Forest Soils in the Central European Highlands (Czech Republic). *Soil & Water Research* 9: 201–213.
- Samec P., Mikita T., Bajer A. 2019. Catenas of grain size and chemical forest soil properties in Outer Western Carpathians of the Czech Republic characterized by principal component analysis. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 67: 733–747.
- Samec P., Rychtecká P., Tuček P., Bojko J., Zapletal M., Cudlín P. 2016. A static model of abiotic predictors and forest ecosystem receptor designed using dimensionality reduction and regression analysis. *Baltic Forestry* 22: 259–274.
- Sheffield J., Wood E.F. 2007. Characteristics of global and regional drought, 1950–2000: Analysis of soil moisture data from off-line simulation of the terrestrial hydrologic cycle. *Journal of Geophysical Research* 112: D17115.
- Shen Z., Qiu J., Hong Q., Chen L. 2014. Simulation of spatial and temporal distributions of non-point source pollution load in the Three Gorges Reservoir Region. *Science of the Total Environment* 493: 138–146.
- Smidt S., Herman F. 2004. Evaluation of air pollution-related risks for Austrian mountain forests. *Environmental Pollution* 130: 99–112.
- Smith R.I., Dick J.McP., Scott, E.M. 2011. The role of statistics in the analysis of ecosystem services. *Environmetrics* 22: 608–617.
- Šamonil, P., Valtera, M., Bek, S., Šebková, B., Vrška, T., Houška, J., 2011. Soil variability through spatial scales in a permanently disturbed natural spruce-fir-beech forest. *European Journal of Forest Research* 130: 1075–1091.
- Šebesta J., Šamonil P., Lacina J., Oulehle F., Houška J., Buček A. 2011. Acidification of primeval forests in the Ukraine Carpathians: Vegetation and soil changes over six decades. *Forest Ecology and Management* 262: 1265–1279.

- Thalib L, Kitching R.L., Bhatti M.I. 1999. Principal component analysis for grouped data—a case study. *Environmetrics* 10: 565–574.
- Vacek S., Matějka K., Simon J., Malík V., Schwarz O., Podrázský V., Minx T., Tesař V., Anděl P., Jankovský L., Mikeska M. 2007. Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. *Folia Forestalia Bohemica* 4: 1–216.
- Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E. 1997. Forest Soil Condition in Europe. Results of a Large-Scale Soil Survey. EC-UN/ECE, Brussels – Geneva.
- Vreeken W.J. 1984. Soil-landscape chronograms for pedochronological analysis. *Geoderma* 34: 149–164.
- Walkey A., Black I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modifications of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29–38.

Vliv mikroreliefu na preferenční proudění a podpovrchový odtok v lesní půdě: studie s využitím simulovaného deště a barevného stopovače

The Effect of Microrelief on Preferential Flow and Subsurface Runoff in Forest Soils: A Study Using Rain Simulator and Dye Tracer

Lukáš Jačka^{1*}, Martin Valtera^{2*}, Roman Juras¹, Jan Deutscher³, Ondřej Hemr³, Jiří Pavlásek¹

¹ Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00 Praha – Suchbátka

² Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

³ Ústav inženýrských staveb, tvorby a ochrany krajiny, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

* e-mail: jacka@fzp.czu.cz (L. Jačka); martin.valtera@mendelu.cz (M. Valtera)

Abstract:

The study presents the current research in a unique experiment which is aimed at tracking the pathways of water flow within soil profiles at the two paired plots, one situated above the pit that has developed by historical tree uprooting, and the latter as a control plot with the reference 'smooth' slope. The soil profiles were excavated and the traces of water with a dye tracer were documented using photographs and the methods of image analysis. Scales were used to analyse the extent, intensity and patterns of water flow through the profiles. The preliminary results indicate contrasting behaviour of water infiltration and preferential flow within the profiles. These findings may partly confirm our previous hypothesis about the hydrological impacts of pit-mound microrelief on forest soils, and raises a question about the potential use of natural disturbances in non-technical water management on forested slopes.

Keywords: dye tracer, brilliant blue, hydrology, treethrow pit-mound, soil disturbance

1 Úvod

Extrémní sucha, která sužují Evropu v posledních desetiletích, nejsou výjimečná ani tak suchem hydrologickým, jakož zejména rostoucím deficitem půdní vlhkosti (Hanel et al. 2018). Jak zadržovat vodu v půdě a zpomalovat její odtok do povrchových vod je proto otázka, kterou by si měli stále častěji pokládat i praktičtí lesníci.

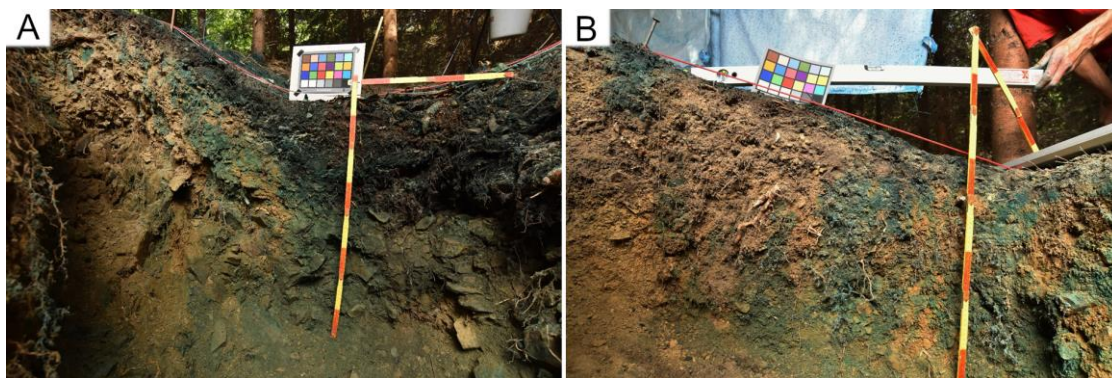
Vývraty stromů jsou přirozený fenomén, který formuje povrch lesních půd za vzniku výrazných prohlubní a kup, jež zůstávají po vyvaleném a rozpadlém kořenovém balu (Schaetzl et al 1990). Tento charakteristický mikrorelief přetrvává v terénu řádově stovky let (Šamonil et al. 2015) a lze ho nezdědkou identifikovat i v jinak intenzivně obhospodařovaných lesích. Prohlubně po vývratech jsou typicky hluboké od několika decimetrů až 1 m a zabírají plochu několika m². Prohlubně po vývratech mohou

představovat významný hydrologický prvek lesních půd, zejména na svazích, kde mají potenciál efektivně narušovat povrchový i podpovrchový odtok vody a usměrňovat její zasakování do hlubších vrstev půdy (Valtera a Schaetzl 2017).

Cílem tohoto příspěvku je představit unikátní experiment s využitím dešťového simulátoru a barevného stopovače přímo v porostu pro vizualizaci cest preferenčního proudění vody v půdě narušené prohlubní a kupou po historickém vývratu a porovnání s referenční plochou „zarovnaného“ svahu bez vyvinutého mikroreliefu.

2 Materiál a metody

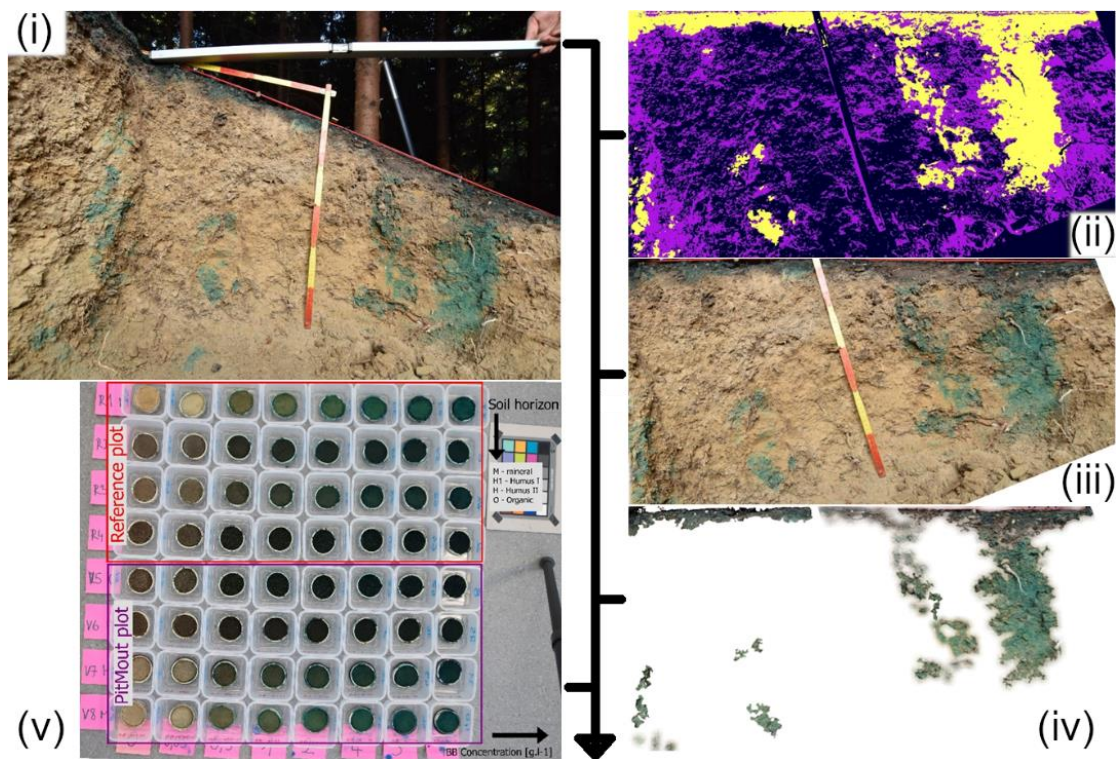
Experiment byl realizován na pozemku Školního lesního podniku Masarykův les Křtiny, konkrétně v mladém homogenním porostu smrku ztepilého (*Picea abies*; věk 20–30 let) na jižně orientovaném svahu (sklon $\sim 20^\circ$) s nadmořskou výškou kolem 550 m. Dvě experimentální plochy o velikosti 2×2 m byly umístěny mezi stromy ve střední vzdálenosti ca 10 m od sebe po vrstevnici. Na každou z ploch byl pomocí speciálního dešťového simulátoru aplikován déšť s barevným stopovačem 'brilliant blue' (5 g.l^{-1}) o intenzitě 40 mm.h^{-1} po dobu 60 min. Druhý den po simulovaném dešti byl půdní profil odkopán a byly popsány půdní profily, cesty proudění vody v profilech byly fotograficky zdokumentovány (obr. 1). Fotografie byly následně podrobeny analýze obrazu ve statistickém prostředí R (www.r-project.org). Dále byly odebrány půdní vzorky z různých částí a hloubek půdního profilu pro laboratorní analýzu zrnitostního složení a stanovení intenzity preferenčního proudění na základě výskytu barviva (obr. 2).



Obr. 1. Dokumentace půdních profilů v transektu zadešťovaných ploch: A – prohlubeň po vývratu s akumulovanou vrstvou nadložní organiky; B – referenční plocha „zarovnaného“ svahu. Barevné pruhy na skládacím metru značí 10 cm.

3 Výsledky

Prohlubeň po vývratu plošně infiltrovala vodu ve vrstvě nadložní organiky a ve spodní třetině prohlubně pak v celé hloubce profilu. Referenční plocha, oproti tomu, vykazovala výrazné stopy mělkého podpovrchového proudění v nadložní organické vrstvě půdy a plošně významnější infiltrace do hlubších vrstev byla zaznamenána pouze na spodní hranici plochy na kontaktu s kořenovou zónou sousedního stromu. Profil prohlubně vykazoval v porovnání s referenční plochou zhruba dvojnásobný podíl (50 % vs. 25 % hmotnosti) hrubého skeletu (tj. frakce $> 20 \text{ mm}$), což může být jedním z faktorů ovlivňujících míru infiltrace do hlubších horizontů půdy.



Obr. 2. Schéma postupu zpracování digitálních snímků půdních profilů a vzorků pro kvantifikaci intenzity preferenčního proudění vody: (i) originální fotografie z terénu; (ii) Fuzzy C-means clustering; (iii) aplikace masky na orto-rektifikovaný snímek; (iv) separování oblastí s modrým barvivem; (v) kalibrace barevného spektra koncentrací barviva (0,05–7 g.l⁻¹).

4 Diskuse

Předběžné výsledky této práce podporují předchozí hypotézy o významné roli prohlubni po vývratech v akumulaci a přesměrování mělkého podpovrchového odtoku vody do hlubších vrstev půdy (Valtera a Schaetzl 2017), pravděpodobně i díky vyššímu podílu hrubého skeletu v prohlubni vývratu. Tyto poznatky by bylo vhodné využít pro efektivnější zadržování vody v lesní půdě (např. Vaňo 2018), v tomto případě biologickou a ekonomicky nenáročnou cestou.

5 Závěr

Pod stejnověkým porostem smrku bez podrostu mohou již středně intenzivní srážky vézt k lokální tvorbě zrychleného odtoku po svahu, a to zejména v silně prokořeněné nadložní organické vrstvě půdy. Terénní deprese po historických vývratech mohou efektivně zbrzdit a přesměrovat toto podpovrchové proudění a vynutit koncentrované infiltrování do hlubších vrstev půdy. Tento fenomén vyžaduje další výzkum.

Summary

The preliminary results support our previous hypothesis about the significant impacts of terrain depressions formed by tree uprooting on slope hydrology and water

infiltration. We found that under even-aged spruce plantations with no understorey, a severe precipitation event may locally lead to the formation of accelerated subsurface runoff. Terrain depressions formed by historical tree uprooting may redirect this subsurface flow and force the infiltration into deeper soil layers. The mechanism and possible consequences of this phenomenon requires further research.

Poděkování: Výzkum byl realizován z podpory Interní grantové agentury (IGA) Mendelovy univerzity v Brně (postdoktorský projekt LDF_TP_2019009). Za pomoc v terénu a se zpracováním vzorků děkujeme Ing. Martinu Kovářovi a studentům Vivek V. Singh, Ing. Gabriele Tomášové a Bc. Miroslavu Šlachetkovi.

Použitá literatura

- Hanel M., Rakovec O., Markonis Y., Máca P., Samaniego L., Kyselý J., Kumar R. 2018. Revisiting the recent European droughts from a long-term perspective. *Scientific Reports* 8: 1–11.
- Schaetzl R.J., Burns S.F., Smal T.W., Johnson D.L. 1990. Tree uprooting: review of types and patterns of soil disturbance. *Physical Geography* 11: 277–291.
- Šamonil P., Daněk P., Schaetzl R.J., Vašíčková I., Valtera M. 2015. Soil mixing and genesis as affected by tree uprooting in three temperate forests. *European Journal of Soil Science* 66: 589–603.
- Vaňo Š. 2018. Navrhovaná úprava zhutnených povrchov. Riešenie a realizácie. Dostupné online na: <https://www.povodne.sk/> (30. 9. 2020).
- Valtera M., Schaetzl R.J. 2017. Pit-mound microrelief in forest soils: Review of implications for water retention and hydrologic modelling. *Forest Ecology and Management* 393: 40–51.

Forest Soil Physico-Chemical Sorption Spatial Links in Central-European Systems of Site Geographical Divisions

Prostorové závislosti fyzikálně-chemické sorpce lesních půd ve střeoevropských systémech geografického členění přírodních podmínek

Pavel Samec^{1,2}

¹ Department of Geology and Pedology, Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University in Brno, Zemědělská 3, CZ-613 00 Brno, Czech Republic

² Global Change Research Institute CAS, v.v.i., Bělidla 986/4a, CZ-603 00 Brno, Czech Republic

Abstract:

Spatial links among soil property values influence variability of soil sorption. The aim of this study was to compare the effect of geotectonic, soil- and biogeographical divisions on forest soil physico-chemical sorption spatial links. The effect was investigated through optimal model selection and its comparison among the soil cover division systems of Central-European Highlands in the Czech Republic. Optimal model was selected through the closest-fitting estimations of linear global and local regressions between sorption and chemical or geomorphological forest soil properties. The optimal model comparison was carried out through linear regression with bedrock type proportion (geodiversity) at units of particular division systems. Chemical properties influenced forest soil sorption more than relief. Soil base saturation (BS) was locally more divided than cation exchange capacity (CEC). Local regression of BS with Al_2O_3 was divided by geotectonic systems the most, but it was not influenced by geodiversity. Geodiversity influenced local regression of CEC with Al_2O_3 in soil regions as well as regression with C/N in biogeographical regions. Differences between spatial links of BS and CEC suggest that forest soil sorption is divided into multi-level clusters. Spatial link modelling of soil sorption can optimize forest growth condition division for effective management use.

Keywords: soil aluminium; base saturation; geodiversity; geographically weighted regression

1 Introduction

Soil sorption preserves site fertility (White 1987). Spatial link between forest soil fertility and soil cover division jointly forms forest growth conditions. Modelling of spatial links between soil cover and forest soil sorption is used to distinguish various levels of forest growth condition sensitivity in relation to environmental or management changes (Zhu et al. 2010). However, spatial links of particular nutrients with soil sorption in various forest growth condition division systems are not explored in detail yet (Chang et al. 2001; Galvão et al. 2008; Baumann et al. 2014). Spatial link of soil sorption and other soil properties can be as much as contradictory among various soil cover areas (cf. Cronan and Grigal 1995; Caravaca et al. 1999; Skinner et al. 2001). Spatial links between soil sorption and other forest soil properties are conditioned by organic matter and weathered rock proportions (Selige et al. 2006). Antagonistic differences among

particular soil cover areas are conditioned by various links of soil properties with bedrock and relief (Ross et al. 2008).

Spatial analysis of soil properties is ordinarily focused on modelling of organic substances or mineral nutrients (Finke et al. 2013; Shi et al. 2015). Outer environment significantly participates in bedrock weathering, whilst the chemical composition and the content of weathered particles significantly influence soil sorption (Baumann et al. 2014). Spatial distribution of forest soil sorption is naturally influenced by the variance in soil properties and by the geographical division of forest growth conditions (Puhe and Ulrich 2001). The variance in soil properties can vary globally or locally (Gollini et al. 2015), while altitudinal difference, slope and mesoclimate are global variables and surface temperature, relative moisture or soil chemical properties are local variables (Zeng et al. 2016). Global or local models of soil cover effect on soil sorption differ by confidence level. The vantage of global modelling is prediction of soil property value occurrence in areal units irrespective of sampling frequency (Meersmans et al. 2008). Spatial links of locally variable soil properties are tighter than their estimations by global models. The use of global models reduces fidelity of locally variable soil property relationship estimations by upto 45% of standard deviation (Laffan and Lees 2004). Global modelling of soil properties with the use of natural variables is effective in areas where relationships between soil and outer environment are linear, however, substitution of natural variables by fuzzy set is more effective in areas where they are not linear (Zhu et al. 2010). In contrast, spatial link of natural soil properties with the bedrock, relief or forest geographical division systems is based on local soil diversity relationships and does not require generalization through fuzzy sets (Ibáñez et al. 2012).

This study deals with local effect of soil cover on forest soil physico-chemical sorption in various division systems. Soil sorption is fundamental indicator of nutrient availability and acidification (Puhe and Ulrich 2001). The effect of soil cover on sorption has been assessed through regression analysis of globally and locally variable soil properties. The features of regression models have been compared among macroclimatically homogenous geotectonic, soil and biogeographical systems (Kimsey et al. 2008). Geotectonic units influence soil sorption through rock weathering of various intensities, in which process changes in bedrock resistance and relief forming occur. Various geotectonic units are covered by characteristically deep soils (Augusto et al. 2000). Soil division influences soil sorption through spatial links of properties in differentially deep soil groups (Toomanian 2013). Biogeographical division influences soil sorption through various tree-species function differentiation on various sites (Barthlott et al. 1999). Tree-species enrich soil by organic substances and chemical composition of their litter can stabilize or destabilize soil sorption (Hruška et al. 2001). Spatial link preconditions of soil properties were tested through bedrock diversity.

2 Material and methods

The effect of soil cover on forest soil sorption was modelled through globally and locally variable properties and divided into unrepeatable and repeatable areal units. Modelling was situated in the Czech Republic (Central Europe; 78,866 km²; 115–1602 m a.s.l.). Soil data consist of irregular point field of forest pits and of polygons of Czech soil cover

divisions (Samec et al. 2014; Culek 2007; Erdogan 2010). The Czech Republic covers the core of the Bohemian massif and the Outer Western Carpathians. Forest soils currently cover 34% of the country (MACR 2013). The modelling consists of global and local analyses. The local analysis was aimed at optimal local regression model selection. The global analysis was directed towards the comparison of local regressions with soil cover divisions (Ibáñez et al. 2012). Bedrock, relief and chemical composition of soils are the regression model predictors, while soil sorption is the regression model receptors (Cronan and Grigal 1995). Soil chemical composition was assessed as a locally variable predictor. Relief and bedrock diversity were assessed as globally variable predictors. The optimal model selection was carried out through comparisons of global and local models (Fotheringham et al. 1998). Spatial links of forest soil sorption were compared with bedrock type proportion in units of various geographical systems of the soil cover division (Finke et al. 2013).

2.1 Data

Compilation of soil data for regression analysis of the sorption included analytical base arrangement and selection of correlating properties. The analytical base was composed by intersecting polygons of soil cover division and forest soil pit point field (Caravaca et al. 1999). The point field includes 11,283 state routine surveys pits dated to 1953–2010 and managed by Forest Management Institute Brandýs nad Labem (Samec et al. 2014). Locally variable predictors were represented by total non-silicate content of Al_2O_3 , CaO and by C/N, which significantly correlate with other soil properties (Puhe and Ulrich 2001). Higher contents of Al_2O_3 occur in acid soils, where they become mobile during weathering and decrease fertility. Content of CaO, on the contrary, is directly proportional to soil fertility and undirectly proportional to Al_2O_3 content (Cronan and Grigal 1995). CaO neutralizes acid inputs and enables humus substance condensation. Its decline is an initial impact of acidification (Fenn et al. 2006). C/N ratio is a basic indicator of humus substance precipitation effectivity. Higher C/N ratio indicates uneffective humus precipitation, lower C/N ratio indicates effective humus precipitation and optimal soil fertility (Fleger and Schrader 2000). Globally variable predictors were represented by altitude, slope and aspect from DEM 10×10 m according to State Administration of Land Surveying and Cadastre (Podhoranyi et al. 2013).

Soil cover receptors were represented by soil physico-chemical sorption properties (Sumner and Miller 1996). Soil physico-chemical sorption is a sum of nutrient exchanges at sorption complex (SC). Cation exchange capacity (CEC) and base saturation (BS) are basic properties of soil physico-chemical sorption (Ross et al. 2008). CEC is a sum of exchangeable cations at soil SC, whilst BS is proportion of base cations of CEC. BS is directly proportional to CaO and undirectly proportional to C/N, however, high values of CEC can relate either to low or high fertility, depending on the type of charge of prevailing ions (White 1987).

Soil cover is composed of unrepeatable and repeatable areal units. The unrepeatable systems of forest growth condition divisions were used for the assessment of soil sorption spatial difference dimension because of relief, soil groups and tree-species composition. The effect of relief has been assessed by comparison of sorption and geotectonic division of the CR. The effect of soil groups has been assessed by comparison

of sorption and soil-geographical division of the CR. The effect of tree-species composition has been assessed by comparison of sorption and biogeographical division of the CR. The geotectonic division was derived from an overlay between geomorphological system and neotectonics (Mackovčín et al. 2009). Nine geotectonic units, ranging from 674 to 24,817 km², and 1268±944 pits occur in the CR. The CR is divided into 334 soil regions of the size of 19–3,923 km² and 49±79 pits (Němeček and Tomášek 1983) and into 91 biogeographical regions (bioregions) ranging from 39 to 2,883 km² and 123±130 pits (Culek 2007). Repeatable division was used for distinguishing unrepeatable division of growth condition effects on potential forest soil fertility (Puhe and Ulrich 2001). The potential forest soil fertility was obtained by buffer series classification through sorption values in point field according to UN-ECE.

2.2 Global modelling

Global modelling was used to compare links between soil sorption and global or local variable predictors. The assessment of predictor value distribution for global modelling was carried out by normality tests and regression diagnostics. Normal distribution of the compared property values was tested by coefficients of elevation (E) and skewness (A) (Zar 1994). Distribution of the soil environment property value normality was tested for the coefficients absolute values, where $|E|$ or $|A| < 0.5$. Insignificantly disrupted normality of predictors was detected for absolute values of $|E|$ or $|A|$ 0.5–1.0. Significantly disrupted normality was optimized by logarithmic transformation (Webster 2001). The regression diagnostics was focused on Scott's test of multicollinearity (St), Cook-Weisberg's test of heteroscedasticity (C-W) and Wald's test of residual correlation (Wa) (Meloun et al. 2002). The link analysis between predictors and forest soil sorption was carried out by simple linear regressions (LRs) and by multiple regressions at $p < 0.05$ (Krogh et al. 2000).

2.3 Local modelling

The local modelling was used for optimal local regression model selection and for geoecological analysis. The selection consisted of regression type comparisons, n -multiple predictor definitions and receptor comparisons (Fotheringham et al. 1998). Simple and multiple local models have been compared with global models. Models of locally variable predictors have been compared with models of globally variable predictors. Models of BS have been compared with models of CEC. Optimal regression model was selected through the least Akaike information criterion (AIC) value. Spatial link of forest soil sorption was estimated by geographically weighted multiple regression (GWMR) of normalized values. Untransformed values were modelled by robust multiple locally compensated ridge regression (LCRR). The LCRR was used for corroboration of optimal GWMR. The GWMR was carried out at environment R via *sp*, *rgdal* and *spgwr* procedures (Bivand and Yu 2014). The LCRR was calculated by *bw.gwr.lcr* a *gwr.lcr* procedures (Gollini et al. 2015). Unnormally distributed properties were approximated by bisquare kernel function, while normally distributed properties were approximated by gaussian kernel function (Fotheringham et al. 2002). The Euclidian metrics of distances were used.

The geoecological analysis consisted of optimal local model value intervals and bedrock proportion comparison in soil cover division units. Intervals for unrepeatable

and repeatable divisions were obtained. Soil cover effects on spatial links of sorption were observed among unrepeatable divisions. Different fertility effects on spatial links were observed among repeatable divisions. Preconditions of predictor spatial links by soil cover division systems were tested through LR of local model properties and bedrock proportion. The test was carried out by LR proximity dependence comparison of mean local regression coefficient (GW-R) and Shannon-Wiener's (H') index of bedrock type proportion diversity (geodiversity), where GW-R is a mean of n local regression coefficients. Bedrock types were taken from polygonal vector GIS of biochores in the CR (Culek et al. 2005). Bedrock type proportion in compared unrepeatable units of geotectonic, soil- and biogeographical divisions of the CR was obtained by vector overlay. The H' -index was calculated through modified spatial diversity function (Guo et al. 2003):

$$H' = - \sum \left(\frac{A_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{A_i}{A} \right),$$

where A_i is an area of bedrock type i in selected unrepeatable unit of soil cover division and A is total area of the selected soil cover unit. The LRs between GWMR properties and geodiversity were evaluated as significant at $p < 0.05$ and less significant at $0.05 > p < 0.50$ (Zar 1994). Geographically weighted functions of spatial links between predictors (x) and soil sorption receptor (Y) in units of selected soil cover division were composed through means and standard deviations (SDs) of k independent variable parameters (β_k), elevation (β_0) and standard error (SE):

$$Y = (\beta_0 \pm SD_0) + (\beta_1 \pm SD_1) \cdot x_1 + (\beta_n \pm SD_n) \cdot x_n + (SE \pm SD_{SE})$$

3 Results

Statistically significant spatial links occur between forest soil physico-chemical sorption and chemical properties. The links were influenced both by spatial distribution of unrepeatable soil cover division values and by correlations among these properties. The correlation level between predictors and receptors was markedly affected by skewness or elevation of value distributions. The most affected normality value distribution out of all predictors was detected at CaO. Skewnesses of C/N, Al_2O_3 and slope were > 1 . Base saturation and cation exchange capacity were distinguished by affected normality, but skewness of BS was ≈ 1 . Forest growth condition division of the CR was characterized by normal skewness of geodiversity values, but only geotectonic division was characteristic by abnormal elevation of values. The geotectonic division was distinguished by highest geodiversity ($H' = 2.92 \pm 0.60$). Soil regions feature the lowest geodiversity. Altitudinal range of the investigated soil pits is 554.34 ± 209.72 m a.s.l., slope range of pit localization is $16.21 \pm 14.43^\circ$ and aspect range is $166.08 \pm 111.54^\circ$. Soil pit matrices averagely include 30.47 ± 18.93 g/kg Al_2O_3 , 3.92 ± 12.82 g/kg CaO and have C/N of 18.12 ± 15.93 . Mean BS was $29.25 \pm 26.13\%$. In contrast, CEC had standard deviation higher than mean value 13.60 ± 29.44 cmol⁺/kg (tab. 1).

Table 1. Total intervals of compared values from soil environment properties and forest growth condition geodiversity.

Matrix	Soil environment	Soil quality	$\bar{u} \pm SD$	$u_{min} - u_{max}$	E	A
Y	Sorptions complex	CEC (cmol ⁺ /kg)	13.60±29.44	0.01–3416.82	9518.58	83.77
		BS (%)	29.25±26.13	0.30–99.99	0.89	1.36
X	Substrate	Al ₂ O ₃ (g/kg)	30.47±18.93	0.02–211.11	4.04	1.20
		CaO (g/kg)	3.92±12.82	0.00–485.70	430.16	17.97
		C/N (1)	18.12±15.93	0.01–434.00	145.94	9.56
	Terrain	Altitude (m)	554.34±209.72	145–1547	0.95	0.87
		Inclination (°)	16.21±14.43	0–211	4.48	1.58
		Exposition (°)	166.08±111.54	0–359	-1.25	0.08
	Geotectonics	Geodiversity	2.92±0.60	2.06–3.60	-1.59	-0.42
	Soil region	Geodiversity	1.78±0.62	0.10–3.08	-0.19	-0.43
	Bioregion	Geodiversity	1.82±0.67	0.16–3.18	-0.57	-0.31

Size of the unrepeatable soil cover units influences the interval of soil property values. Soil properties either differ among all compared units in the CR or similar values in soil- and bioregions differ from values in geotectonic unit. The intervals of highest values in majority of selected soil cover properties are the most different among all compared divisions except highest values of H -indexes. By contrast, slope, CEC and C/N have similar mean values in all soil cover division systems. The means of H -indexes differ at the whole interval of values among all systems. BS, Al₂O₃, C/N and altitude have different marginal values. Different lowest values are characteristic besides BS, Al₂O₃, C/N and altitude also for CEC, CaO, slope and aspect. Geotectonic units are different to soil- and bioregions by geodiversity, mean BS, Al₂O₃, CaO and by the lowest to average altitude.

The level of disrupted normality in compared soil properties reduces linear regression proximity dependence. The LRs are not loaded by multicollinearity, but they are loaded by residual correlations and heteroscedasticity. Only the regressions of CEC and Al₂O₃ as well as between BS, C/N and slope have equilibrium variance. All multiple regressions are loaded by heteroscedasticity and residual correlations. Regression of chemical properties with sorption is more significant than that with relief. BS of particular forest soil pits is markedly more correlated with particular predictors than CEC. Slope and aspect influence BS least significantly. The influence of slope and aspect on CEC was insignificant. Low relief and sorption correlations correspond with considerable differences among multiple regression significances. Values of BS are markedly more linked to linear combination of chemical properties than to relief. The correlation level between BS and forest soil chemical properties in the CR reaches $R = 0.42$ ($p < 0.00001$). The LRs were less significant than local models, but were characteristic by similar differences among particular variables. Whereas the differences among the significances of global and local multiple regressions were the same, differences among simple models did not correspond. Local relationship of BS and CaO is closer (GW- R 0.78±0.17) than that with Al₂O₃ (GW- R 0.75±0.17) and local relationship of BS and Al₂O₃ is closer than that with altitude (GW- R 0.70±0.12). By contrast, the significance of global regression of BS and Al₂O₃ is higher than that with CaO. Altitude and Al₂O₃ correlates with BS significantly as well. The local regression of altitude and slope are more

Table 2. Comparison between global and local regression dependences of soil physico-chemical sorption on soil environment predictors (**bold** statistically significant model at $p < 0.05$).

Regression	Y	X	α	b	R	$F_{0.05}$	$\beta_k \pm SD$	$\beta_0 \pm SD$	SE	GW-R	AIC	SC	C-W	Wa
single	CEC	Al ₂ O ₃	0.1483	9.08	0.10	172.56	0.1321±0.1474	9.91±5.06	2.83±1.06	0.25±0.10	112859	-0.17	0.70	97.70
		CaO	0.3058	12.40	0.13	339.02	5.7873±9.0596	-4.18±27.21	2.17±0.71	0.32±0.07	112356	-0.54	159926.68	104.32
	C/N	altitude	-0.0607	14.70	0.03	20.31	-3.5359±7.3803	18.01±9.15	2.80±1.21	0.22±0.04	113045	-0.96	95.03	117.46
		slope	-0.0057	16.77	0.04	31.22	-0.0051±0.0378	17.03±19.57	4.42±1.35	0.31±0.06	112663	-0.71	558.53	112.59
	aspect	slope	0.0211	13.26	0.01	2.01	0.0009±0.2468	14.38±9.92	5.28±2.09	0.31±0.06	112772	-0.99	553.37	122.02
		aspect	-0.0001	13.89	0.01	0.87	-0.0023±0.0098	14.44±5.84	3.18±0.92	0.21±0.04	113090	-1.00	101.63	121.56
	multiple	BS	Al ₂ O ₃	0.4720	14.87	0.34	2488.01	0.3138±0.4275	19.11±15.99	4.83±1.85	0.75±0.17	96801	-0.02	579.02
CaO			0.5820	26.96	0.28	1669.20	19.0739±12.3166	-29.81±38.23	3.61±1.29	0.78±0.17	95180	-0.74	4173.76	2855.64
C/N		altitude	-0.2899	34.50	0.17	606.12	-22.2291±34.7136	53.55±43.62	4.57±1.88	0.71±0.14	98133	-0.90	0.35	3229.53
		slope	-0.0426	52.83	0.34	2480.71	-0.0516±0.2807	52.72±85.82	4.77±1.57	0.70±0.12	98380	-0.45	584.50	2476.71
aspect		slope	-0.0288	29.72	0.02	4.78	-0.0320±0.6965	28.52±16.99	5.06±2.00	0.69±0.11	98828	-0.99	0.11	3638.86
		aspect	-0.0009	30.81	0.04	30.21	-0.0022±0.0468	28.74±17.05	5.29±1.76	0.69±0.10	98892	-0.97	41.63	3620.56
CEC		Al ₂ O ₃	0.1040	9.75	0.15	143.57	0.0001±0.0001	-0.98±23.38	2.09±0.88	0.31±0.09	112412	-0.01	92840.37	91.87
	CaO	0.2703				3.8007±6.9474								
C/N	altitude	-0.0206				0.2050±4.9803								
	slope	-0.0060	16.56	0.04	12.26	-0.0039±0.0243	16.97±13.58	4.72±1.63	0.26±0.05	113007	-0.73	987.45	111.42	
	aspect	0.0355				0.0037±0.1420								
	aspect	-0.0013				-0.0017±0.0116								
BS	Al ₂ O ₃	0.3730	19.22	0.42	1315.21	0.0278±0.3282	-16.62±46.39	3.92±1.62	0.81±0.14	94025	-0.03	1478.81	2148.04	
	CaO	0.4480				18.6477±11.9001								
	C/N	-0.1706				-9.8362±24.3471								
	altitude	-0.0431	52.49	0.34	836.45	-0.0493±0.1168	52.40±46.31	4.81±1.69	0.68±0.10	98861	-0.54	601.05	2465.35	
slope	slope	0.0633				-0.0016±0.4201								
	aspect	-0.0024				-0.0022±0.0314								

significant than that with Al_2O_3 , while global regression of altitude and slope with CEC are less significant than the regression of CEC with Al_2O_3 and CaO. Proportions of global linear as well as local regression parameter mean values were the same, although elevation of CaO and Al_2O_3 differ. The discrepancies of the elevations were followed by markedly higher heteroscedasticity (tab. 2).

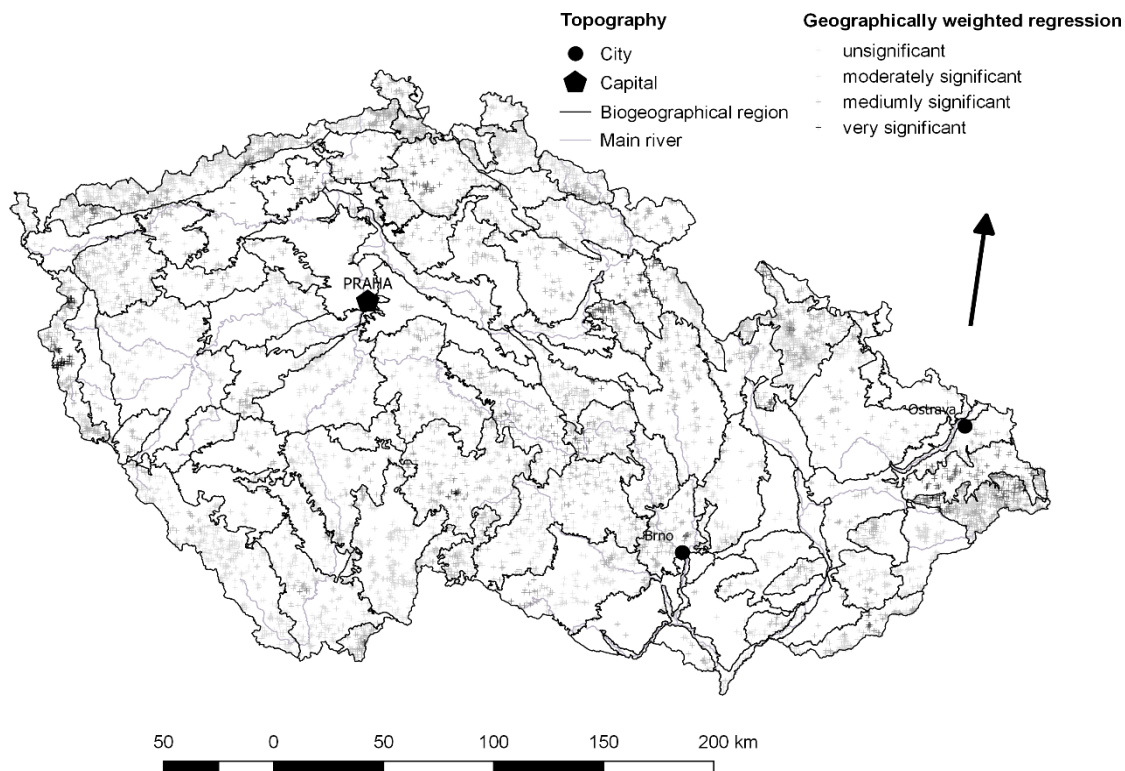


Figure 1. The significance of locally weighted determinant indexes of forest soil base saturation dependence on total microelement contents in the Czech Republic.

Table 3. Intervals of local regression coefficients (GW-R) and standard errors (SE) in dependences of base saturation and chemical predictors of forest soil buffering.

Regression	Unit	iron	aluminium	humus	silicate	carbonate
GW-R	Geotectonics	0.71±0.04	0.70±0.04	0.70±0.04	0.71±0.05	0.73±0.07
	Soil region	0.71±0.04	0.71±0.13	0.71±0.18	0.72±0.25	0.74±0.40
	Bioregion	0.71±0.08	0.71±0.16	0.71±0.25	0.71±0.35	0.72±0.51
SE	Geotectonics	3.73±0.54	3.71±0.61	3.63±0.62	3.93±0.94	4.84±0.86
	Soil region	3.91±1.05	3.74±1.02	3.60±0.88	4.10±1.23	4.84±1.79
	Bioregion	3.99±1.06	3.78±0.81	3.63±0.85	4.23±1.00	4.85±1.70
$\beta_{\text{Al}_2\text{O}_3}$	Geotectonics	-0.06±0.15	-0.08±0.17	-0.01±0.15	0.01±0.18	0.05±0.19
	Soil region	-0.03±78.09	-0.01±144.71	0.01±206.04	0.02±287.18	0.01±462.23
	Bioregion	0.00±114.70	-0.01±216.92	0.00±312.75	0.03±419.29	0.01±585.15
β_{CaO}	Geotektonics	22.77±8.47	21.88±8.46	19.67±6.98	21.47±6.32	25.64±5.32
	Soil region	21.87±11.77	21.69±11.57	21.17±11.09	22.35±11.46	25.64±11.31
	Bioregion	20.22±10.99	20.64±10.26	20.16±10.44	21.23±11.24	24.62±11.11
$\beta_{\text{C/N}}$	Geotectonics	-1.08±18.64	-5.73±11.09	-8.92±6.39	-10.97±8.74	-9.31±13.00
	Soil region	-8.21±21.54	-9.02±21.29	-9.13±16.74	-8.63±17.08	-8.65±25.27
	Bioregion	-10.36±23.65	-11.06±21.33	-9.92±15.99	-11.25±19.03	-10.49±26.97

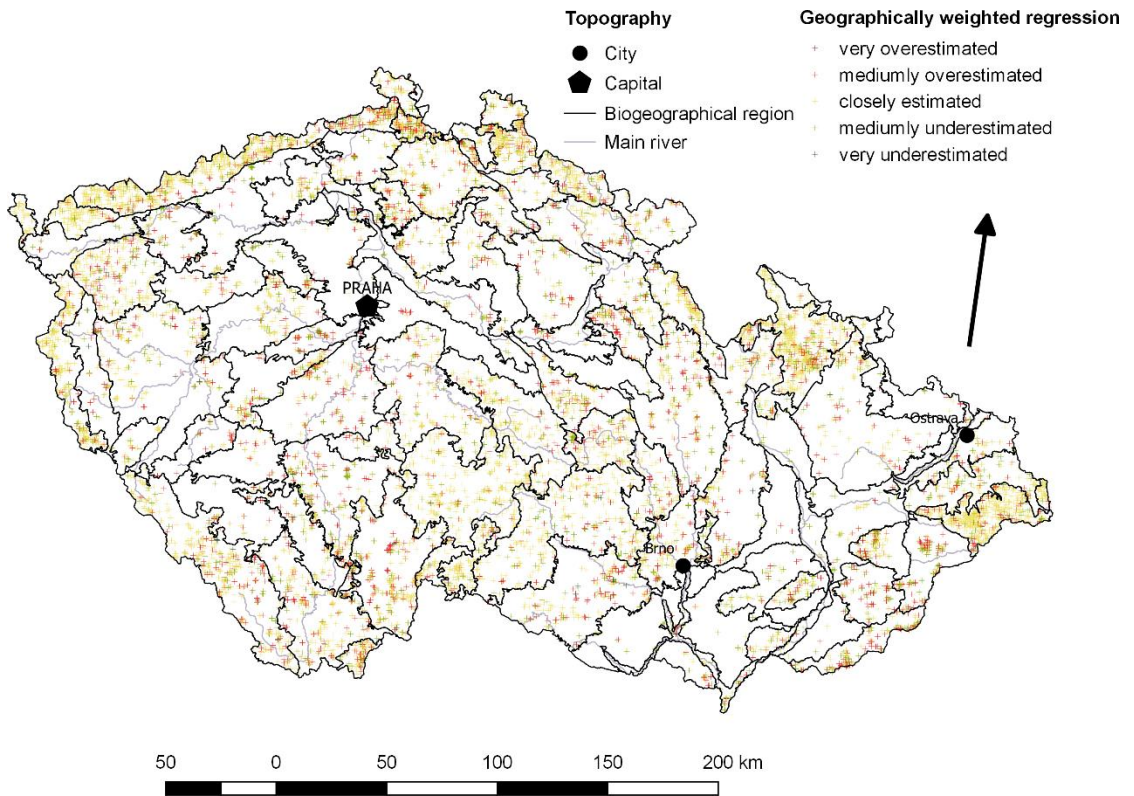


Figure 2. Approximation proximity deviations between measured and modelled forest soil base saturation in the Czech Republic.

The GWMRs (AIC 94,026–113,007) are more significant than LCRRs (AIC 98,902–114,170). Local regressions of chemical properties are more significant than regressions of relief. The GWMR of base saturation with chemical properties (AIC 94,026; GW-R = 0.81) is more significant than the regression of CEC (AIC 112,402; GW-R = 0.31). Soil cover divisions influence the intervals of local regression features and their mutual proportions. Total range of GW-R at regressions of BS was 0.02–0.93 (fig. 1), while it was 0.01–0.66 at regressions of CEC. Mean values of local regressions of BS are very similar compared among soil cover divisions. By contrast, intervals of local regression marginal values are variable at particular divisions. Their standard deviations are the lowest in geotectonic units and highest in soil- or bioregions, despite very similar mean value averages of GW-R. Similarly, geotectonic units have the highest mean of the closest local regressions (GW-R = 0.88 ± 0.05), but the smallest mean of the least close local regressions (GW-R = 0.33 ± 0.18). Soil regions have the lowest values of the closest local regressions and the highest values of the least close regressions in contrast to geotectonic units (GW-R = 0.79 ± 0.07). The proximity dependence level between chemical properties and forest

soil sorption corresponds with the parameter size of particular locally variable predictors. Geotectonics divide local regression of Al_2O_3 and BS the most. C/N is undirectly proportional to soil sorption at all buffer series of geotectonic units, while CaO is proportional directly. Soil Al_2O_3 content is in iron to humus buffer series of geotectonic units proportional to BS undirectly, while it is directly proportional to BS in silicate to carbonate buffer series. Forest soil carbonate series have the highest mean of GW-R. in soil regions and bioregions have Soil Al_2O_3 content of iron and aluminium series is mostly indirectly proportional to BS (tab. 3).

The link of sorption to forest soil chemical properties is differentiated the most at the scopes of geotectonic units. The Carpathians, Ore Mts., Berounian and Bohemian-Moravian systems have direct proportion of soil Al_2O_3 and BS, while other systems occurring in the north or south have indirect proportion. Epihercynian and Outer-Carpathian lowlands have direct proportion of C/N and BS, while other systems are characteristic by indirect proportion. The proximity dependence level of BS is undirectly proportional to the soil Al_2O_3 content, while the GW-Rs are directly proportional to the CaO content and undirectly proportional to C/N. $GW-R < 0.70 \pm 0.12$ occurs in systems with soil Al_2O_3 content > 25 g/kg. $GW-R \geq 0.71 \pm 0.10$ usually occurs in systems with soil Al_2O_3 content < 36 g/kg. In geotectonic units, $BS > 30\%$ is related to mean soil CaO content > 3 g/kg and $C/N < 20$ (tab. 4). Local regressions of BS do not relate with geodiversity, while less significant local regressions of CEC significantly relate with geodiversity of all soil cover divisions compared. The closest correlation between local regression of CEC and geodiversity of geotectonic units ($R = 0.68$; $p < 0.04$) corresponds with all locally

Table 5. Interval of local regression functions on dependence between base saturation (BS) and forest soil chemical predictors in geotectonic units of the Czech Republic: Or - Ore Mts., Be - Berounian, CB - Czech Basin, BF - Bohemian Forest, BM - Bohemian-Moravian, GJ - Giant-Jesenik Mts., Eh - Epihercynian Lowlands, CF - Carpathian Foredeep; OWC - Outer Western Carpathians.

Geotectonics	Area (km ²)	GW-R	BS (%)	Al_2O_3 (g/kg)	CaO (g/kg)	C/N (I)	$\beta_{Al_2O_3}$	β_{CaO}	$\beta_{C/N}$	β_0	SE
Or	6769	0.71±0.10	22.02±25.12	27.09±27.57	3.75±14.99	21.71±31.21	0.12±0.19	13.92±8.05	-3.25±9.49	-19.54±30.26	3.99±1.57
Be	8349	0.62±0.11	34.89±23.24	39.13±19.08	6.12±18.27	14.13±13.52	0.21±0.25	12.87±12.57	-17.33±21.21	-1.11±48.93	3.92±1.68
CB	9740	0.76±0.08	39.22±9.41	24.18±21.79	7.69±24.05	14.06±9.41	-0.11±0.37	12.87±12.57	-17.33±21.21	-1.11±48.94	3.81±1.66
BF	5769	0.68±0.11	23.97±19.53	43.38±21.61	2.75±7.71	15.23±9.83	-0.05±0.18	18.28±7.94	-18.25±29.99	-9.49±41.94	4.02±1.63
BM	24817	0.69±0.10	30.46±22.90	31.17±21.94	3.25±11.95	15.81±13.94	0.04±0.26	17.53±9.87	-14.49±23.32	-9.25±44.72	3.88±1.62
GJ	10599	0.70±0.10	21.75±20.86	25.41±20.26	2.70±13.59	22.79±26.70	-0.28±0.28	23.98±10.87	-3.43±12.56	-37.03±30.26	3.93±1.59
Eh	674	0.73±0.04	31.57±22.83	29.72±9.29	1.12±0.56	11.54±5.95	-0.22±0.06	35.52±0.89	-0.38±1.38	-64.15±4.14	1.95±0.62
CF	5733	0.71±0.09	60.23±29.81	36.19±24.51	8.01±15.43	10.17±8.26	0.09±0.42	20.44±21.77	-5.61±31.84	-20.12±85.96	4.09±1.57
OWC	6379	0.73±0.12	33.39±29.44	22.17±19.25	3.47±22.27	16.73±15.50	0.01±0.48	17.76±16.85	-9.09±39.12	-6.54±73.82	3.92±1.66

variable predictors. The correlation corresponds the most with Al_2O_3 content ($R = 0.14$; $p < 0.03$) in soil regions, and with C/N ($R = 0.25$; $p < 0.01$) in bioregions (fig. 2).

4 Discussion

Soil cover division, bedrock diversity and chemical composition influence links among soil properties. Soil cover division distinguishes natural clusters of higher or smaller soil property values. Bedrock diversity is directly proportional to soil property value variance. Soil cover chemical composition influences sorption linearly. Size of soil property value variance is directly proportional to proximity of spatial links with soil sorption, but it is undirectly proportional to global proximity dependence level of predictors and sorption. Correlations between geodiversity and proximity dependence of locally variable predictors and forest soil sorption suggest that sorption in particular soil cover division systems is more or less dependent on specific ecosystem properties (Turpault et al. 1996). The discussion on forest soil property links is based on the contradiction between their global and local regressions and on forest growth condition division effect on the regression contradictory level (Barthlott et al. 1999; Ibáñez et al. 1998; Toomanian 2013). The differences between global and local regressions indicate variability of relationships among soil properties in various areas (Fotheringham et al. 2002). The variability in soil property relationships among various areas is only predictable by common predictors in unrepeatable areal units (Toomanian 2013).

The contradiction in global and local soil property links relates to the relationship of geodiversity and local domination of various soil cover predictors. The local domination of various predictors is divided the most along the borders of geotectonic units. Altitudinal difference of geotectonic units is directly proportional to locally highest values of spatial forest soil sorption correlation. However, bedrock chemical properties in geotectonic units influence forest soil sorption more than relief. Soil Al_2O_3 content is the most significant predictor of forest soil sorption. The geotectonic units, formed mainly by highlands, are distinctive by direct proportion of BS and Al_2O_3 . Altitude is the most significant globally variable predictor, moreover, slope and aspect influence BS less significantly and CEC insignificantly. Marked differences in significance of relief and soil sorption simple linear regressions are the cause as to why multiple regressions of chemical properties and sorption are more significant than multiple regressions with relief. The feedback between chemical properties and altitude potentially influences forest soil base saturation more than bedrock composition ($R > 0.42$). Lowlands are characterized by direct proportion between BS and C/N, but broken geotectonic units are noted for undirect proportion. On the other hand, CEC is relatively more linked only to the balance between soil Al_2O_3 and CaO contents. The effect of C/N on CEC is similarly less significant alike the effect of altitude. Their different relationships with exchangeable substance ratios at sorption complex are the cause of markedly lower spatial correlations of CEC than of BS (Ross et al. 2008). While the dominance of Al_2O_3 over CaO relates to the occurrence of lower values in BS, low values of CEC cannot relate to distinct ratio of exchangeable Al^{3+} and Ca^{2+} , but can relate to its low contents. Higher values of CEC in forest soils of the CR usually connect with higher Ca^{2+} content (Hruška et al. 2001). This feature appeared by moderately more significant link of CEC and CaO

rather than Al_2O_3 . It did not appear by significant discrimination of spatial correlations along borders of divisions compared in contrast to correlations of BS. Spatial distribution of BS indicates significant differences in the Al_2O_3 content and C/N among areas with various bedrock, but the spatial variability of CEC is insignificant.

The spatial differences in chemical property effect on forest soil sorption are conditioned by geodiversity. Geodiversity influenced soil sorption by direct proportion by the size of soil cover division units, although it was reduced by bedrock type proportion in this study. Geotectonic units feature the highest geodiversity and the highest local proximity dependence of forest soil sorption. Nevertheless, repeatability of bedrock type occurrences causes that geodiversity is not potentially directly proportional to the size of the observed area (Ibañez and Feoli 2013). Geodiversity increases with altitude more markedly than with horizontal transitions of geotectonic units (Ibañez et al. 1998). Unique bedrock type proportion and altitudinal range determinate direct correlation between geodiversity and soil sorption spatial link more in soil regions than in geotectonic units. While the correlation of geodiversity and BS is insignificant both in geotectonic units and soil regions, correlation of geodiversity and CEC is more significant in soil- or bioregions rather than in geotectonic units. Different spatial variability of BS and CEC GW-R in relation to geodiversity suggests that the BS diversity is significant in large-area systems while the CEC diversity is significant in small-area systems. The similarities of geodiversity linear regressions with spatial link level of forest soil sorption and soil chemical predictors corroborate that forest soil properties are distinguished by particular predictors into a multi-level system (Guo et al. 2003). The spatial link of CEC is significantly conditioned by soil Al_2O_3 content in soil regions. Spatial links of both basic forest soil sorption parameters are significantly conditioned by soil C/N in bioregions. Chemical properties enable to optimize geographical division of forest soils into natural multi-level clusters and to verify forest growth condition diversity.

5 Conclusion

The spatial link between forest soil physico-chemical sorption and chemical properties indicates multi-level organization of soil cover. Forest soil physico-chemical sorption depends on spatial distribution of chemical properties more than on relief. Soil content of non-silicate Al_2O_3 and CaO are the most significant predictors of forest soil sorption properties distribution. Chemical properties influence soil base saturation more than cation exchange capacity. BS significantly depends on spatial distribution of bedrock properties in large-area geotectonic units. Lower Al_2O_3 and higher CaO contents increase local regression proximity of BS. CEC depends on geodiversity of small-area soil- and biogeographical regions and reflects the effects of variability in Al_2O_3 content and C/N ratio of forest ecosystem distinction. Geographically weighted regression of CEC and forest soil chemical composition enables to distinguish various growth conditions at small-area scales. GWMR of base saturation and forest soil chemical composition enables to indicate generalized differences among growth conditions at large-area scales.

Acknowledgements: The authors gratefully acknowledge the support by the Projects LM2018123 CzeCOS of the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic

References

- Augusto L., Turpault M.-P., Ranger J. 2000. Impact of forest tree species on feldspar weathering rates. *Geoderma* 96: 215–237.
- Barthlott W., Biedinger N., Braun G., Feig F., Kier G., Mutke J. 1999. Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity. *Acta Botanica Fennica* 162: 103–110.
- Baumann F., Schmidt K., Dörfer C., He J.-S., Scholten T., Kühn P. 2014. Pedogenesis, permafrost, substrate and topography: Plot and landscape scale interrelations of weathering processes on the central-eastern Tibetan Plateau. *Geoderma* 226–227: 300–316.
- Bivand R., Yu D. 2014. *spgwr*: Geographically Weighted Regression. Comprehensive R Archive Network. <http://cran.ct.r-project.org/web/packages/spgwr/spgwr.pdf>.
- Caravaca F., Lax A., Albaladejo J. 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. *Geoderma* 93: 161–176.
- Chang C.-W., Laird D.A., Mausbach M.J., Hurburgh C.R. 2001. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy – Principal Components Regression Analyses of Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal* 65: 480–490.
- Cronan C.S., Grigal D.F. 1995. Use of Calcium/Aluminium Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24: 209–226.
- Culek M. 2007. Biogeographical division of the Czech Republic. In: Dreslerová J. (ed.), *Ekologie krajiny. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*: 50–57.
- Culek M., Buček A., Grulich V., Hartl P., Hrabica A., Kocián J., Kyjovský Š., Lacina J. 2005. *Biogeografické členění České republiky II. díl. AOPK ČR, Praha*.
- Erdogan S. 2010. Modelling the spatial distribution of DEM error with geographically weighted regression: An experimental study. *Computers & Geoscience* 36: 34–43.
- Fenn M. E., Huntington T. G., McLaughlin S. B., Eagar C., Gomez A., Cook R. B. 2006. Status of soil acidification in North America. *Journal of Forest Science* 52 (Special Issue): 3–13.
- Finke P.A., Vanwallegghem T., Opolot E., Poesen J., Deckers J. 2013. Estimating the effect of tree uprooting on variation of soil horizon depth by confronting pedogenic simulations to measurements in a Belgian loess area. *Journal of Geophysical Research* 118: 2124–2139.
- Flegel M., Schrader S. 2000. Importance of food quality on selected enzyme activities in earthworm casts (*Dendrobaena octaedra*, *Lumbricidae*). *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1191–1196.
- Fotheringham A.S., Brunsdon C., Charlton M. 2002. *Geographically Weighted Regression: the Analysis of Spatially Varying relationships*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Fotheringham A.S., Charlton M.E., Brunsdon C. 1998. *Geographically Weighted Regression: A Natural Evolution of the Expansion Method for Spatial Data Analysis*. *Environment and Planning A* 30: 1905–1927.
- Galvão S.L., Formaggio R.A., Couto G.E., Roberts D.A. 2008. Relationships between mineralogical and chemical composition of tropical soils and topography from hyperspectral remote sensing data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 63: 259–271.
- Gollini I., Lu B., Charlton M., Brunsdon C., Harris P. 2015. GWmodel: an R Package for Exploring Spatial Heterogeneity using Geographically Weighted Models. *Journal of Statistical Software* 63: 1–52.
- Guo Y., Gong P., Amundson R. 2003. Pedodiversity in the United States of America. *Geoderma* 117: 99–115.
- Hruška J., Cudlín P., Krám P. 2001. Relationship between Norway spruce status and soil water base cations/aluminium ratios in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 983–988.
- Ibañez J.J., Feoli E. 2013. Global relationships of pedodiversity and biodiversity. *Vadose Zone Journal* 12: vzj2012.0186.

- Ibañez J.J., De-Alba S., Lobo A., Zucarello V. 1998. Pedodiversity and global soil pattern at coarse scales (with Discussion). *Geoderma* 83: 171–192.
- Ibañez J.J., Krasilnikov P.V., Saldaña A. 2012. Archieve and refugia of soil organisms: applying a pedodiversity framework for the conservation of biological and non-biological heritages. *Journal of Applied Ecology* 49: 1267–1277.
- Kimsey M.J., Moore J., McDaniel P. 2008. A Geographically Weighted Regression Analysis of Douglas-Fir Site Index in North Central Idaho. *Forest Science* 54: 356–366.
- Krogh L., Breuning-Madsen H., Greve M.H. 2000. Cation-Exchange Capacity Pedotransfer Functions for Danish Soils. *Agriculturae Scandinavica Section B – Soils & Plant Science* 50: 1–12.
- Laffan S.W., Lees B.G. 2004. Predicting regolith properties using environmental correlation: a comparison of spatially local approaches. *Geoderma* 120: 241–258.
- Mackovčín P., Balatka B., Demek J., Kirchner K., Slavík P. 2009. Geomorphological units. 1:500 000. In: Hrčianová T., Mackovčín P., Zvara I. (eds.), *Landscape Atlas of the Czech Republic*. Ministry of Environment, The Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Prague: 122–123.
- Meersmans J., De Ridder F., Canters F., De Baets S., Van Molle M. 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Matter (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143: 1–13.
- Meloun M., Militký J., Hill M., Brereton R.G. 2002. Crucial problems in regression modelling and their solutions. *Analyst* 127: 433–450.
- Němeček J., Tomášek M. 1983. *Geografie půd ČSR*. Academia, Praha.
- Podhoranyi M., Unucka J., Bobal P., Říhová I. 2013. Effects of LIDAR DEM resolution in hydrodynamic modelling: model sensitivity for cross-sections. *International Journal of Digital Earth* 6: 3–27.
- Puhe J., Ulrich B. 2001. *Global climate change and human impacts on forest ecosystems: postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Ross D.S., Matschonat G., Skjellberg U. 2008. Cation exchange in forest soils: the need for a new perspective. *European Journal of Soil Science* 59: 1141–1159.
- Samec P., Kučera A., Tuček P. 2014. Fluctuations in the Properties of Forest Soils in the Central European Highlands (Czech Republic). *Soil & Water Research* 9: 201–213.
- Selige T., Böhner J., Schmidhalter U. 2006. High resolution topsoil mapping using hyperspectral image and field data in multivariate regression modeling procedures. *Geoderma* 136: 235–244.
- Shi Z., Ji W., Viscarra Rossel R.A., Chen S., Zhou Y. 2015. Prediction of soil organic matter using a spatially constrained local partial least squares regression and the Chinese vis-NIR spectral library. *European Journal of Soil Science* 66: 679–687.
- Skinner M.F., Zabowski D., Harrison R., Lowe A., Xue D. 2001. Measuring the cation exchange capacity of forest soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32: 1751–1764.
- Sumner M.E., Miller W.P. 1996. Cation Exchange Capacity and Exchange Coefficients. In: Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T., Sumer M.E. (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison: 1201–1229.
- Toomanian N. 2013. Pedodiversity and Landforms. In: Ibañez J.J., Bockheim J. (eds.), *Pedodiversity*. CRC Press, Boca Raton – London – New York: 133–152.
- Turpault M.-P., Bonnaud P., Fighter J., Ranger J., Dambrine E. 1996. Distribution of cation exchange capacity between organic matter and mineral fractions in acid forest soils (Vosges mountains, France). *European Journal of Soil Science* 47: 545–556.
- Webster R. 2001. Statistics to support soil research and their presentation. *European Journal of Soil Science* 52: 331–340.

- White R.E. 1987. Introduction to the Principles and Practice of Soil Science. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Zar J. 1994. Biostatistical Analysis. Prentice Hall Int., New Jersey.
- Zeng C., Yang L., Zhu A.-X., Rossiter D.G., Liu J., Liu J., Qin C., Wang D. 2016. Mapping soil organic matter concentration at different scales using a mixed geographically weighted regression method. *Geoderma* 281: 69–82.
- Zhu A.-X., Qi F., Moore A., Burt J.E. 2010. Prediction of soil properties using fuzzy membership values. *Geoderma* 158: 199–206.

Trofické a hydrické řady lesních půd v nivě přirozeného podhorského šterkonosného toku Morávky ve Vnějších Západních Karpatech

Trophic and Hydric Soil Series in the Floodplain of Natural Submountain Gravel-Carrying Morávka River in the Outer Western Carpathians

Petra Rychtecká^{1*}, Jana Rosíková², Pavel Samec^{2,3}

¹ Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

² Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

³ Ústav výzkumu globální změny, Akademie věd České republiky, Bělidla 986/4a, 603 00 Brno

*e-mail: petra.rychtecka@seznam.cz

Abstract:

The soil series classification is the fundamental approach for the evaluation of relations between soil conditions and vegetation. In this study, the evaluation of the soil series was situated into the naturally forested Outer Carpathian gravel-carrying floodplain along the Morávka River (336–383 m a.s.l., Czech Republic). The classification was carried out geobiocoenologically by the trophic and hydric series on the fluvial landforms (FLs) of bars and the active to terrace floodplains under using of the pedochemical and hydro-physical properties intervals. The differences among the soil properties on the FLs were evaluated using the analysis of variance and discrimination analysis. The FLs divided the soil conditions demonstrably. Total separability of the trophic series was 84% while separability of the hydric series was 72%. The separabilities of the pedochemical properties were 66–81% among the FLs although the hydro-physical properties distinguished them only with 41–64% accuracy. The bar soil conditions were base and hydrically limited in contrast to the terraces. The active floodplain was base on less than 68% of the area; otherwise there were the mesotrophically-base conditions. The soil conditions on the terrace floodplain patently differed between the topsoil and subsoil. While the subsoil was predominantly mesotrophic (58%) to mesotrophically-nitrophilous (40.5%), the topsoil was mesotrophically-nitrophilous predominantly.

The floodplain soil series were better evaluable through the pedochemical properties than hydro-physical ones. The C/N ratio and pH/H₂O influenced trophic separability more than soil sorption. Discrepancy between base saturation and cation exchange capacity suggested the soil development intensity on the FLs. The floodplain hydric series were detectable by soil maximum capillary capacity, water-holding capacity and aeration. The transients in the soil series between the bars and terrace floodplain indicate the differentiation of the growth conditions for the floodplain vegetation development.

Keywords: *submountain floodplain; terrace floodplain; soil cation exchange capacity; water-holding capacity*

1 Úvod

Trofické a hydrické řady jsou součástí ekologických řad v geobiocenologické klasifikaci přírodních podmínek stanoviště. Zastoupení ekologických řad odlišuje podhorské (zonální) od horských (extrazonálních) i azonálních stanovišť. Výskyt ekologických řad na azonálních stanovištích v nivách se liší epizodickou erozí, transportem a sedimentací zemin při činnosti řek. Epizodické překládání říčního koryta při povodních rozčleňuje reliéf nivy na aktivní řečiště a terasy (Křížek 2007). Ačkoli geobiocenologická klasifikace podrobně nerozlišuje vnitřní strukturu nivy, rozčleňování stanovišť mezi řekou a zonálními podmínkami naznačuje výskyt sledu přechodových podmínek. Přechodové části poukazují na proměnlivost podmínek vývoje nivy souvisejících s globálními environmentálními změnami, proto klasifikace vnitřní struktury nivy zároveň indikuje vlivy vnějších geologických činitelů (Steiger et al. 2005).

Činnost řek je současně rušivá i tvořivá. Podél horních toků řek převažuje eroze nad sedimentací, podél dolních toků sedimentace převažuje nad erozí (Křížek 2012). Říční erozi i sedimentaci nejvíce ovlivňují povodně. Tvorba říčních sedimentů byla výrazně změněna během čtvrtohorních environmentálních změn. V důsledku vyzdvižení pevnin výrazně nad mořskou hladinu a intenzivní deflaci pohoří pronikla hrubozrnná sedimentace dále do středních toků, ale současně výskyt spraší rozšířil jemnozrnnou říční sedimentaci (Samec 2014).

Říční sedimenty tvoří charakteristickou údolní nivu. Údolní niva je akumulární rovina podél vodního toku tvořená fluvialními sedimenty a epizodicky bývá z části nebo zcela zaplavena při povodních. Údolní niva je od ostatních částí krajiny oddělena více méně zřetelnou hranou, na níž dochází ke změně sklonu příčného profilu údolím. Hranice niv trvalých toků se postupně vyvíjely podél hlavních, erozních a údolních teras. Rozčlenění teras bylo podmíněno střídáním čtvrtohorních cyklů dob ledových a meziledových (Křížek 2007). Terasy jsou vytríděné kumulace ohlazeného materiálu. Hlavní terasy jsou vytríděná tělesa táhnoucí se od podhůří do pánví, v nichž se velikost usazenin zmenšuje od štěrků k hrubému písku se vzdáleností od pohoří. Distribuce vytrídění hlavních teras je podmíněna ustálenou činností řeky během doby meziledové. Erozní terasa vzniká obnažením štěrků v hlavní terase při postupových fázích zalednění. Údolní terasy tvoří svrchní části údolních výplní rozdělené do řečiště, nižšího a vyššího stupně po nepravidelných povodních během ústupu zalednění (Macoun et al. 1965; Flint 1971). Nivní stupně jsou pozůstatky bývalých poloh koryt obnažených boční erozí (Brierley a Fryirs 2005). Nižší nivní stupeň je vázán na dno poměrně úzké rýhy zahloubené o 2–4 m vzhledem k vyššímu stupni. Nižší stupeň je převážně hrubozrnný. Vyšší nivní stupeň vzniká z nahromadění povodňových hlín. Výškový rozdíl mezi nižším a vyšším nivním stupněm je podmíněn mocností usazených hlín mezi 1–3 m (Macoun et al. 1965). Vyšší nivní stupeň není pravidelně zaplavován, ale nižší stupeň ano. U štěrkonosných toků je vyšší nivní stupeň zaplavován zcela výjimečně při vysokých průtocích $> Q_{10}$, zatímco nižší nivní stupeň je zaplavován téměř každoročně od Q_1 nebo Q_2 (Yan et al. 2018; Wohl 2014; Šindlar et al. 2012).

Rozmanitost ekologických řad v nivě štěrkonosného toku je ovlivněna fluvialními procesy z rušivé a tvořivé činnosti vodního toku zachycené v dynamické fluvialní sukcesní sérii (DFSS) (Buček et al. 2004). Neustálé trvání fluvialních procesů je

podmínkou pro úplnou podobu DFSS nivy. Úplnost nivní série závisí především na pravidelnosti povodní, boční erozi říčních břehů, transportu splavenin a jejich usazování v říčním korytě. Následně fluviální procesy dlouhodobě ovlivňují vodní režim jednotlivých částí nivní krajiny (Prax et al. 2008).

Přechody nivní sukcesní série jsou indikovány prostřednictvím půdní biologické aktivity, intenzity rozkladu organické hmoty a zastoupení nitrofilních bylin (Loidi 2004). Rozklad organické hmoty je nenahraditelným procesem zpřístupňování dusíku, vápníku, hořčíku a fosforu vymezujících stanoviště dřevin v nivě stejně jako přetrvávající zaplavení. Zaplavení spouští anoxické půdotvorné procesy, které brání efektivnímu rozkladu půdní organické hmoty a růstu aerobních organismů bez chemolitotrofních symbiontů (Glenz et al. 2006). Dostupnost půdní vody rozděluje nivní stanoviště od stagnace půdní vody v hloubce < 40 cm, proudící spodní vody v hloubkách 40–100 cm a hlouběji (Kerr a Cahalan 2004). Nedostatečný rozklad půdní organické hmoty nebo chudý půdotvorný substrát rozčleňují bazickou saturaci (BS) úživnosti niv. BS > 50 % ve svrchních půdních horizontech vymezuje optimální stanoviště, zatímco BS mezi 30–50 % umožňuje růst náročných dřevin jen při nadbytku jiných látkových zdrojů, ale BS < 30 % omezuje složení nivních společenstev jen na nenáročnou pionýrskou dřevinu (Weber a Bahr 2000). Nedostatky hořčíku a fosforu v podmáčených půdách s BS < 50 % způsobují útlum růstu výhonků a kořenů (Diekmann 1996). Okraje vývoje typických nivních společenstev se nacházejí podél půdní BS < 30 % nebo pH < 4 a dostupnosti proudící podzemní vody hlouběji než 100 cm (Zollner a Kölling 1993; Weber-Blaschke et al. 2002; Kerr a Cahalan 2004).

Cílem práce je charakterizovat složky ekologických řad stanovišť nivních temperátních lesů podél podhorského úseku šterkonosného toku pomocí půdních vlastností. Charakteristika zahrnuje rozšíření geobiocenologické klasifikace v přirozeně lesnaté nivě. Geobiocenologická klasifikace lesních stanovišť vystihuje průniky mezi půdní úživností a dostupností vody pomocí vymezení trofických a hydrických řad (Buček et al. 2004). Hodnocení průníků mezi výskyty jednotlivých složek ekologických řad naznačují vnitřní členitost stanovišť v nivě, ačkoli nivní mezoreliéf je plochý. Nicméně členění nivy podél řečiště a teras naznačuje, že mikrorelief zahrnuje výchozí podmínky rozrůznění půdního vývoje v souvislosti s různě přístupnými živinami a dostupnou vodou. Rozrůzněný půdní vývoj následně poskytuje odlišná stanoviště pro sukcesi rostlinných společenstev (Klím 2003). Proto byl rozvoj geobiocenologické klasifikace hodnocen srovnáním složek ekologických řad odvozených z výskytů půdních typů s intervaly půdních vlastností mezi horizonty půdních těles. Hodnocení bylo soustředěno do přirozených úseků podhorské nivy, která na rozdíl od úvalových niv poskytuje zachované podmínky hrubozrnné sedimentace, jaké převažovaly v celém pásmu temperátních lesů před odlesňováním a zaváděním zemědělství (Petr 2015).

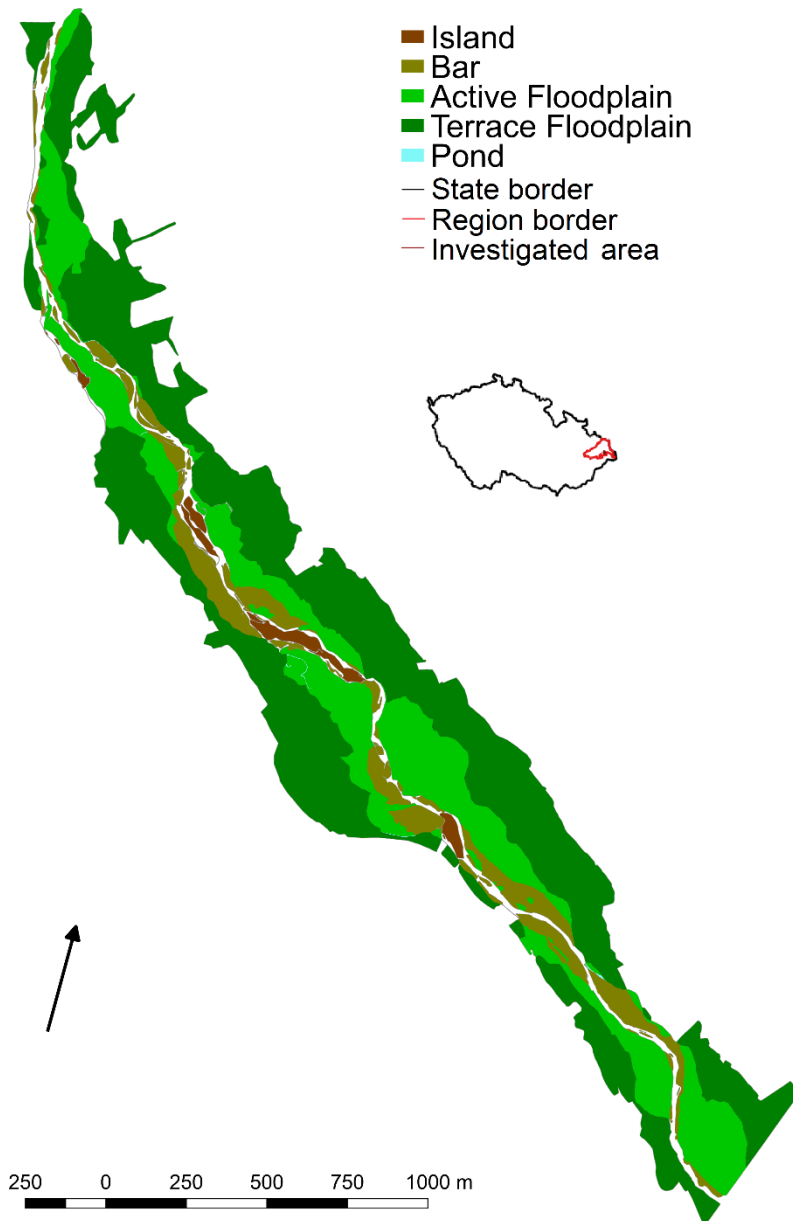
2 Materiál a metody

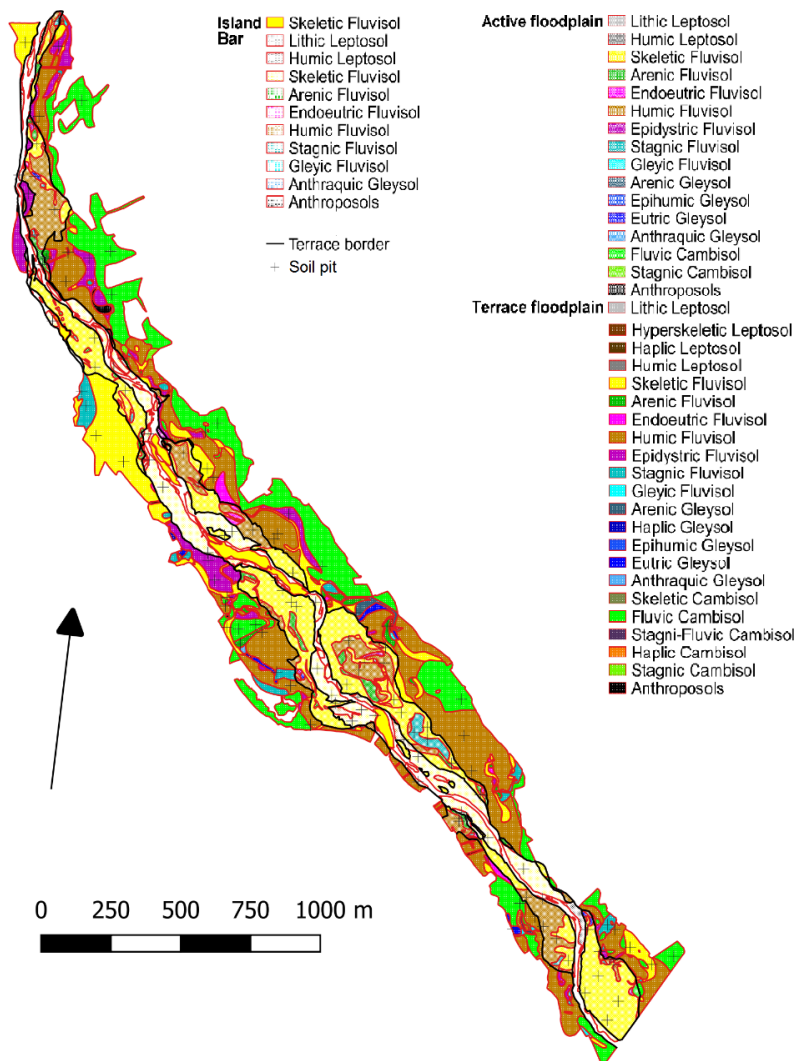
2.1 Zájmové území

Jako zájmové území byla zvolena zalesněná část podhorské šterkonosné nivy a řečiště přirozeného úseku toku Morávky v NPP Skalická Morávka ve Vnějších Západních Karpatech, na území přírodní lesní oblasti Podbeskydská pahorkatina (49°38'40,087 N;

18°25'57,421 E; 336-383 m n. m.; +7,48 °C; 857 mm). Podloží je budováno jílovci Podslezské jednotky, na nichž leží kvartérní štěrkopísky (Skupien 2005). Území je ohraničeno vnější hranicí lesního porostu v příčném směru a začátkem zpevnění břehu kamenným záhozem v podélném směru (obr. 1). Hranice území byly změřeny pomocí GPS v měřítku 1:2000 a rektifikovány snímkováním z dronu. Celková rozloha území činí 146 hektarů s průměrnou sklonitostí 3°, z čehož koryto pokrývá 8 hektarů.

Obr. 1. Výskyt fluvialně-geomorfologických útvarů ve vymezeném úseku podhorské nivy řeky Morávky.





Obr. 2. Překryv mezi fluviálně-geomorfologickými útvary a půdními subtypy s lokalizací vzorkovacích půdních sond.

2.2 Geoinformační vrstvy

Jako podklady byly zvoleny mapové vrstvy z terénního šetření a jejich zpracování v geografických informačních systémech (GIS). Jednalo se o mapu fluviálně-geomorfologických útvarů, mapu půdních subtypů a jejich překryv zobrazující zastoupení půdních subtypů na fluviálně-geomorfologických útvarech (obr. 2) (Rychtecká et al. 2018).

Mapování fluviálně-geomorfologických útvarů a půdních subtypů bylo provedeno zaznamenáním linií hranic a bodových výskytů na platformě státní mapy odvozené (SMO). Linie a body byly transformovány na polygony v GIS TopoL xT 9.5. Fluviálně-geomorfologické mapování odlišilo šterkové akumulace (lavice a ostrovy) v říčním korytě a navazující nivní (nižší a vyšší) stupně. Šterkové akumulace byly klasifikovány podle Brierleye a Fryirse (2005). Nivní stupně byly rozlišeny podle Macouna et al. (1965). Půdní subtypy byly zjištěny z nepravidelného bodového pole 10 zákopků/ha úměrného prostorovému zastoupení geomorfologických útvarů nebo vegetačních formací (Samec et al. 2011). Půdní tělesa byla klasifikována podle IUSS WRB (Schad et al. 2014).

2.3 Vzorkovací design

Design pro výběr vzorkovaných bodů byl proveden na mapovém podkladě překryvu zastoupení půdních subtypů na fluviálně-geomorfologických útvarech (obr. 2). Z důvodu zamezení pseudo-replikace vzorkovaných bodů byla mapa půdních subtypů překryta čtvercovou sítí. Pomocí Akaiikova informačního kritéria (AIC) byl určen jako nejvhodnější grid o rozměrech 50×50 metrů. Kontingencí byl pro každý čtverec vybrán právě jeden nejvíce zastoupený půdní subtyp. Subtypy pro vzorkování byly vybrány tak, aby společně reprezentovaly > 90 % daného útvaru. Vyřazeny byly antropozemě a litozemě. Počet sond na útvarech byl přímo úměrný zastoupení půdních subtypů. Těsnost přímé úměry byla ověřena pomocí lineární regrese. Celkem bylo vzorkováno 122 sond.

2.4 Půdní šetření

Odběr půdních vzorků určených pro laboratorní analýzy probíhal v zákopcích ze svrchního organo-minerálního a podpovrchového diagnostického horizontu. Zjišťovány byly kvantitativní (hydro-fyzikální, mechanické) a kvalitativní (zrnitostní, fyzikálně-chemické a chemické) půdní vlastnosti.

Kvalitativní půdní vlastnosti byly stanoveny z přirozeně vysušených vzorků upravených do jemnozeme I (Zbírál 2002). Zrnitost byla stanovena pipetovací metodou (Němeček et al. 2011). Z fyzikálně-chemických vlastností byla zjišťována půdní reakce aktivní (pH/H₂O) a potenciální výměnnou (pH/KCl) acidometricky dle ČSN ISO 10 390 a vlastnosti pasivní části sorpčního komplexu dle ČSN ISO 11 260 (Vanmechelen a kol. 1997). Stanovení sorpčních vlastností bylo zaměřeno na kationtovou výměnnou kapacitu (KVK) a bazickou saturaci (BS). Kationtová výměnná kapacita byla zjištěna součtovou metodou výměnných bází (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺), Al³⁺+H⁺. Výměnné báze byly stanoveny atomovou absorpční spektrofotometrií, zatímco Al³⁺+H⁺ byly zjištěny acidometricky při pH 7,8. Z chemických vlastností byl analyzován pro stanovení poměru C/N pomocí C_{org} oxidačně titračně a N_t kjeldahlizací (Zbírál a kol. 2004). Zjišťovanými kvantitativními vlastnostmi byly objemová hmotnost (D_w) stanovená gravimetricky, objemová hmotnost redukována (D_d) stanovená ze vzorku vysušeného do konstantní hmotnosti, měrná hmotnost (D_s) stanovená pyknometricky, provzdušněnost (A), celková pórovitost (P), maximální kapilární kapacita (MKK), retenční vodní kapacita (RVK), minimální vzdušná kapacita (A_{MKK}), nasycenost pórů (R_{np}), relativní kapilární vlhkost (R_v), procentický obsah sušiny a objemová vlhkost (w) (Samec a kol. 2014).

2.5 Geobiocenologická klasifikace

Klasifikace půdních vlastností do trofických a hydrických řad probíhala na základě geobiocenologického přístupu (Buček a Lacina 2000). Trofické řady byly klasifikovány podle intervalů průměrných hodnot pH/H₂O, poměru C/N, bazické saturace a kationtové výměnné kapacity ve svrchních a diagnostických horizontech na jednotlivých fluviálně-geomorfologických útvarech (tab. 1) (Samec 2016). Klasifikace trofických řad byla modifikována hodnocením souladu mezi hodnotami bazické saturace a kationtové výměnné kapacity. Nesoulady mezi hodnotami BS a KVK indikovaly nestálou BS vyskytující se za velmi nízkých obsahů výměnných kationtů v surových půdotvorných

substrátech (Borůvka et al. 2002; Penížek et al. 2006). Surové substráty se jeví jako nasycené bázemi, i když neobsahují dostatek bází, jen protože současně neobsahují ani kyselinotvorné kationty. Chemické vlastnosti surových substrátů proto byly zařazeny do zdánlivých řad X-.

Tab. 1. Klasifikace trofických řad a meziřad půdních vlastností včetně vazeb sorpčního komplexu z klasifikace pufručních pásem (Buček a Lacina 1999; Vanmechelen et al. 1997): pH/H₂O – půdní reakce aktivní, BS – bazická saturace (%), KVK – kationtová výměnná kapacita (cmol⁺/kg).

Symbol	Trofická řada	pH/H ₂ O	C/N	BS	KVK
A	Oligotrofní	<3,5	>30	<10	≤ 2,0
AB	Oligotrofně-mezotrofní	3,8–4,2	25–30	10–20	2,1–5,0
B	Mezotrofní	4,3–5,5	<25	21–50	5,1–10,0
BC	Mezotrofně-nitrofilní	5,6–6,2	12–15	51–70	10,1–20,0
BD	Mezotrofně-bazická	5,6–6,5	16–20	51–70	10,1–20,0
C	Nitrofilní	6,2–6,8	10–12	71–90	10,1–20,0
CD	Nitrofilně-bazická	>6,8	<16	71–100	> 10,0
D	Bazická	>7,0	16–25	81–100	> 20,0

Tab. 2. Klasifikace půdních hydrických řad podle půdních subtypů a jejich výskytu na fluviálně-geomorfologických útvarech (FGU): L – lavice; NNS – nižší nivní stupeň; VNS – vyšší nivní stupeň.

Symbol	Hydrická řada	Půdní subtyp	FGU
2	Omezená	Skeletal Fluvisol	L
		Arenic Fluvisol	L–NNS
3	Normální	Skeletal Fluvisol	NNS–VNS
		Arenic Fluvisol	VNS
		Humic Fluvisol	L–NNS–VNS
		Epidystric Fluvisol	VNS
		Fluvic Cambisol	VNS
4	Zamokřená	Stagnic Fluvisol	NNS–VNS
5	Mokrá	Arenic Gleysol	NNS–VNS
		Eutric Gleysol	NNS–VNS

Hydrické řady byly klasifikovány podle rámcových definic hydrických řad, založených na charakteru ekotopu a vlhkostnímu režimu půd (Buček a Lacina 1999). V naší studii jsme uvedené aplikovali na zastoupené půdní subtypy a jejich výskyt na jednotlivých fluviálně-geomorfologických útvarech (tab. 2). Charakteristika hydrických řad byla rozšířena o stanovení vhodných klasifikačních půdních veličin včetně zjištění intervalů jejich hodnot v zájmovém území. K tomuto účelu byly zjištěny průměrné hodnoty a směrodatné odchylky u šetřených hydro-fyzikálních veličin. Hydro-fyzikální vlastnosti vhodné k charakteristice hydrických řad byly zjištěny z nepřekrývajících se intervalů hodnot. Indikační intervaly byly vymezeny tak, aby zachytily nejméně 75 % rozsahu hodnot.

2.6 Statistické zpracování dat

Data byla zpracována popisnou statistikou, analýzou rozptylu a lineární diskriminační analýzou (LDA). Analýzou rozptylu byly zjišťovány rozdíly mezi fluviálně-geomorfologickými útvary dle zrnitostních a hydro-fyzikálních a dle chemických a sorpčních vlastností. Diskriminační analýzou byla ověřována vymezenost

jednotlivých trofických a hydričických řad na útvarech v zájmovém území pomocí separability indikačních půdních vlastností. Vymezení složek ekologických řad bylo charakterizováno optimalizací diskriminační funkce:

$$Z_i = \sum_{k=1}^q a_q \cdot x_{iq}$$

kde i je počet klasifikovaných půdních sond; q je počet půdních vlastností; Z_i je standardizovaný klasifikační koeficient složky ekologické řady; a je parametr diskriminačního vektoru zjištěný poměrem rozdílů srovnávaných nezávislých proměnných $(\bar{x}_j - \bar{x}_{j+1})$ s kovarianční maticí (Q) a x je standardizovaná nezávislá proměnná:

$$a_p = \frac{(\bar{x}_j - \bar{x}_{j+1})}{Q}$$

kde j počet klasifikovaných složek ekologických řad. Prahový bod korespondence půdních vlastností s ekologickou řadou (C) byl zjištěn z polosumy mezi průměry srovnávaných klasifikačních koeficientů z půdních sond s hodnotou diskriminace ekologické řady (Meloun et al. 2005).

3 Výsledky

3.1 Analýza podkladů

3.1.1 Zastoupení fluviálně-geomorfologických útvarů

Celková rozloha zájmového území činí 146 hektarů, z toho vlastní koryto zaujímá 8 hektarů. Největší část území zaujímá na 55 % vyšší nivní stupeň, následuje na 27 % nižší nivní stupeň, na 10 % území se nachází lavice a 2 % připadají na ostrovy. Ostrovy byly účelově přiřazeny k lavicím, protože oba typy útvarů poskytují obdobné podmínky pro uchycení vegetace (Klečka 2004). Koryto vodního toku zaujímá 6 % území.

3.1.2 Vlastnosti půdních subtypů

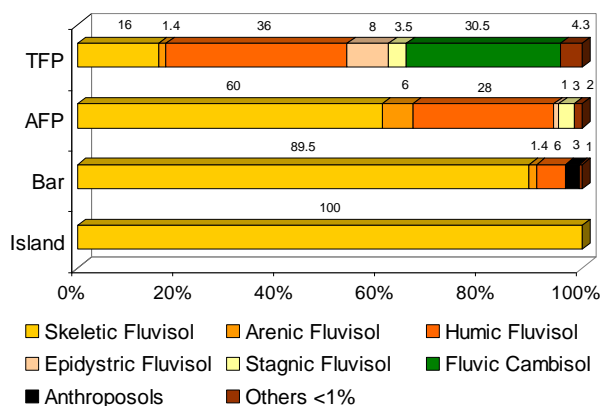
V zájmovém území se nachází celkem 22 půdních subtypů sdružených do 5 půdních typů. Nejvíce zastoupeným půdním typem jsou fluvizemě na 79 % území, na 19 % se nachází kambizemě. Malou část zaujímají gleje (1,2 %), antropozemě (0,7 %) a leptosoly (0,2 %). Z půdních subtypů patří mezi nejvíce zastoupené Skeletic Fluvisol s 38 %, Humic Fluvisol s 30 % a Fluvic Cambisol s 19 %. Nad 1 % jsou zastoupeny půdní subtypy Epidystric Fluvisol (5 %), Stagnic Fluvisol (3 %) a Arenic Fluvisol (3 %). Ostatní půdní subtypy pokrývají méně než 1 % území (tab. 3).

Všechny zastoupené půdní typy pokrývají v odlišném zastoupení nivní stupně. Na lavicích chybí kambizemě a na ostrovech se nachází pouze fluvizemě. Vyšší nivní stupeň je charakterizován především výskytem fluvizemí (na 66 %) a kambizemí (na 31 %). Pro nižší nivní stupeň je charakteristický výskyt fluvizemí (na 99 %), rovněž tak pro lavice kde se fluvizemě vyskytují na 97 %.

Tab. 3: Zastoupení půdních subtypů na fluvialně-geomorfologických útvarech (%): NNS – nižší nivní stupeň, VNS – vyšší nivní stupeň

Půdní subtyp	Ostrov	Lavice	NNS	VNS	Plocha	Zastoupení
Lithic Leptosol		0,14	0,02	0,03	0,05	0,03
Hyperskeletal Leptosol				0,06	0,05	0,03
Haplic Leptosol				0,03	0,02	0,01
Humic Leptosol		0,07	0,25	0,09	0,20	0,14
Skeletal Fluvisol	100,00	89,50	60,15	16,11	52,52	37,95
Arenic Fluvisol		1,42	6,05	1,41	3,80	2,75
Endoetric Fluvisol			0,70	0,81	1,00	0,72
Humic Fluvisol		5,76	27,92	35,90	40,69	29,40
Epidystric Fluvisol			0,97	8,26	6,98	5,04
Stagnic Fluvisol		0,14	2,99	3,53	4,02	2,91
Gleyic Fluvisol		0,07	0,05	0,35	0,50	0,23
Arenic Gleysol			0,02	0,90	0,54	0,39
Haplic Gleysol				0,09	0,07	0,05
Epilhumic Gleysol			0,05	0,01	0,03	0,02
Eutric Gleysol			0,45	0,68	0,83	0,60
Anthraquic Gleysol		0,20	0,05	0,13	0,16	0,11
Skeletal Cambisol				0,03	0,02	0,01
Fluvic Cambisol			0,27	30,52	25,61	18,51
Stagni-fluvic Cambisol				0,10	0,08	0,06
Haplic Cambisol				0,03	0,02	0,01
Stagnic Cambisol			0,02	0,26	0,22	0,16
Anthroposols		2,71	0,02	0,67	0,98	0,71

Na vyšším nivním stupni se nacházejí všechny vylíšené půdní subtypy, na nižším nivním stupni se vyskytuje 16 subtypů, na lavicích 10 subtypů a na ostrovech jeden půdní subtyp.



Obr. 3. Zastoupení půdních subtypů na fluvialně-geomorfologických útvarech.

Na vyšším nivním stupni jsou nejvíce zastoupeny půdní subtypy Humic Fluvisol (36 %), Fluvic Cambisol (30,5 %) a Skeletic Fluvisol (16 %). Epidystric Fluvisol se nachází na 8 %, Stagnic Fluvisol na 3,5 % a Arenic Fluvisol na 1,4 % vyššího nivního stupně. Na nižším nivním stupni zaujímá největší část půdní subtyp Skeletic Fluvisol s 60 %, následuje Humic Fluvisol s 28 %. Na 6 % se nachází Arenic Fluvisol, 3 % připadají na Stagnic Fluvisol a na 1 % nižšího nivního stupně se nachází Epidystric Fluvisol. Lavice jsou charakteristické převažujícím výskytem Skeletic Fluvisol (89,5 %), na 6 % se nachází Humic Fluvisol a na 1,4 % Arenic Fluvisol (obr. 3). Ostrovy jsou tvořeny pouze jedním půdním subtypem Skeletic Fluvisol.

Tab. 4. Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky chemických a sorpčních vlastností půdních horizontů na fluvialně-geomorfologických útvarech: SH – svrchní horizont, DH – diagnostický horizont, BS - bazická saturace (%), KVK – kationtová výměnná kapacita (cmol⁺/kg), C/N – poměr obsahu půdního C_{org} a N_{tot} (1), C_{org} – půdní oxidovatelný uhlík (%), N_{tot} – celkový půdní dusík (%), pH/H₂O – půdní reakce aktivní, pH/KCl – půdní reakce potenciální výměnná.

FGU	Horizont	BS	KVK	C/N	C _{org}	N _{tot}	pH/H ₂ O	pH/KCl
L	SH	97,45±1,73	12,15±3,79	21,01±7,79	4,71±2,59	0,22±0,10	7,42±0,36	6,93±0,31
	DH	96,38±4,38	8,34±2,50	22,36±7,08	2,39±1,45	0,11±0,06	7,71±0,44	7,11±0,36
NNS	SH	97,89±2,25	14,10±5,23	17,95±3,18	5,90±3,36	0,34±0,20	6,76±0,51	6,25±0,54
	DH	96,28±5,08	9,53±3,79	18,40±4,79	3,36±1,81	0,19±0,12	6,87±0,66	6,24±0,69
VNS	SH	86,17±19,59	10,79±3,90	15,40±3,34	6,09±3,86	0,40±0,24	5,56±0,86	4,87±0,90
	DH	67,48±26,27	7,60±2,89	15,25±2,86	3,00±1,47	0,20±0,09	5,31±0,86	4,42±0,90

Tab. 5. Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky fyzikálních a hydro-fyzikálních vlastností půdních horizontů na fluvialně-geomorfologických útvarech: SH – svrchní horizont, DH – diagnostický horizont, D_d – objemová hmotnost redukována (g/cm³), D_s – měrná hmotnost (g/cm³), MKK - maximální kapilární kapacita (%), RVK - retenční vodní kapacita (%), P – celková pórovitost (%), A – provzdušněnost (%), FJ – fyzikální jíl (%).

FGU	Horizont	D _d	D _s	MKK	RVK	P	A	FJ
L	SH	1,19±0,22	2,53±0,08	33,55±9,70	25,83±9,84	53,07±7,70	44,15±12,21	6,16±2,98
	DH	1,48±0,21	2,54±0,10	25,54±9,34	19,49±9,39	42,02±7,38	34,60±7,97	4,22±2,89
NNS	SH	0,99±0,21	2,46±0,16	45,23±8,93	35,36±9,55	60,00±7,30	40,10±19,74	4,56±2,77
	DH	1,20±0,30	2,52±0,11	38,53±10,38	29,62±10,39	52,54±10,94	35,52±17,68	4,37±2,92
VNS	SH	0,94±0,25	2,46±0,16	44,18±8,98	33,77±8,70	61,99±9,53	39,41±18,93	3,86±3,09
	DH	1,11±0,20	2,52±0,12	39,28±8,96	30,47±11,50	56,12±7,08	35,74±17,44	4,87±3,71

Bazická saturace je ve všech případech, s výjimkou svrchního horizontu na vyšším nivním stupni, k hodnotě kationtové výměnné kapacity značně vysoká. Ve stabilizovaném svrchním horizontu vyššího nivního stupně je bazická saturace mírně nasycená. Poměr C/N směrem od lavice k vyššímu nivnímu stupni klesá. Na lavici a nižším nivním stupni je poměr C/N příznivý a na vyšším nivním stupni velmi příznivý. Obsah půdního oxidovatelného uhlíku je vyšší ve svrchním než v diagnostickém půdním horizontu. U všech FGU je ve svrchním horizontu obsah uhlíku vysoký a v diagnostickém horizontu střední. Ačkoli je obsah půdního uhlíku velmi podobný, lze pozorovat jeho menší zastoupení na lavicích oproti nivním stupňům. Obsah celkového půdního dusíku je opět vyšší ve svrchním než v diagnostickém půdním horizontu. Na lavici je obsah celkového půdního dusíku v obou půdních horizontech střední. Na nivních stupních je ve svrchním horizontu obsah celkového půdního dusíku vysoký a v diagnostickém horizontu střední. Půdní reakce je nejvyšší na lavici a klesá směrem k vyššímu nivnímu stupni. Na lavici a nižším nivním stupni je půdní reakce neutrální až alkalická. Na vyšším nivním stupni je středně až mírně kyselá (tab. 4).

Objemová hmotnost redukována a měrná hmotnost jsou ve svrchním horizontu nižší než v diagnostickém horizontu. Na lavici je objemová hmotnost redukována nejvyšší a klesá směrem k vyššímu nivnímu stupni. Měrná hmotnost je opět nejvyšší na lavici, u nivních stupňů je vyrovnána. MKK, RVK, celková pórovitost a provzdušněnost jsou vyšší ve svrchním než v diagnostickém půdním horizontu. Maximální kapilární

a retenční vodní kapacita jsou na lavici nižší než na nivních stupních. Lavice jsou v diagnostickém horizontu vododržné až silně vododržné ve svrchním horizontu. Nivní stupně jsou silně vododržné v obou půdních horizontech. Celková pórovitost roste směrem od lavice k vyššímu nivnímu stupni. Na lavici je celková pórovitost ve svrchním horizontu střední a v diagnostickém horizontu nízká. Na nižším nivním stupni je ve svrchním horizontu vysoká a v diagnostickém horizontu střední. Na vyšším nivním stupni je pórovitost v obou půdních horizontech vysoká. Provdzdušněnost ve svrchním horizontu klesá od lavice k vyššímu nivnímu stupni. V diagnostickém horizontu je u všech FGU poměrně vyrovnaná. Podíl fyzikálního jílu je na útvarech nízký (4–6 %) a vyrovnaný (tab. 5).

3.2 Trofické řady

Nesoulady mezi BS a KVK od meziřady BD poukázaly na nestabilitu půdních podmínek související se slabě vyvinutými tělesy. Bazická saturace byla k hodnotě kationtové výměnné kapacity ve většině případů značně vysoká. Pouze u mezotrofní trofické řady ve svrchním horizontu na vyšším nivním stupni výše hodnoty kationtové výměnné kapacity odpovídala hodnotě bazické saturace (tab. 6). Jako určující klasifikační veličiny byly proto zvoleny půdní reakce aktivní a poměr C/N.

Trofické řady byly zjišťovány zvláště pro svrchní organo-minerální (SH) a zvláště pro diagnostický horizont (DH). Na jedné třetině území se v diagnostickém horizontu nachází mezotrofní B řada (34 %) a na jedné třetině půdní podmínky bazické řady D~ (31 %). Následuje na čtvrtině (24 %) území mezotrofně-nitrofilní BC meziřada. Na 9 % se nachází podmínky mezotrofně-bazické BD~ meziřady a 4 % jsou tvořeny nitrofilně-bazickou CD~ meziřadou (obr. 5). Ve svrchním organo-minerálním horizontu převažuje na 42,5 % území mezotrofně-nitrofilní BC meziřada. Na jedné třetině (32,4 %) rozlohy jsou svrchní horizonty bazicky nasyceny, na 14,5 % se nachází mezotrofní B řada, na 8,6 % mezotrofně-bazická BD~ meziřada a 2 % zaujímá nitrofilně-bazická CD~ meziřada (obr. 4).

Lavice jsou téměř v celém rozsahu (98,7 % v SH, 100 % v DH) charakteristické podmínkami řady D~. Pouze na 1,3 % svrchního horizontu jsou lavice charakteristické podmínkami nitrofilně-bazické CD~ meziřady. Na nižším nivním stupni (NNS) převažuje na > 60 % u obou půdních horizontů bazická D~ řada. Třetina (29,1 %) NNS je tvořena mezotrofně-bazickou BD~ meziřadou a v malé míře (< 9,3 %) je zastoupena nitrofilně-bazická CD~ meziřada. U vyššího nivního stupně pozorujeme výraznější rozdíly mezi svrchním a diagnostickým horizontem. Svrchní horizont je z větší části (73,3 %) tvořen mezotrofně-nitrofilní BC meziřadou, čtvrtina (25 %) je tvořena mezotrofní B řadou a malá část 1,6 % připadá na nitrofilně-bazickou CD~ meziřadu. U diagnostického horizontu naopak převládá s 57,9 % mezotrofní B řada, mezotrofně-nitrofilní BC meziřada zaujímá 40,5 % a opět malá část 1,6 % připadá na nitrofilně bazickou CD~ meziřadu (tab. 6).

Jednotlivé fluvialně-geomorfologické útvary se vzájemně významně liší chemickým složením a půdní sorpcí. Nejvýraznější rozdíly byly shledány u půdní reakce aktivní. Dále se výrazněji odlišují v hodnotách bazické saturace a v poměru C/N. Menší rozdíly jsou u kationtové výměnné kapacity (tab. 7).

Tab. 6: Průměrné hodnoty klasifikačních veličin trofických řad (TŘ) zastoupených mezi půdními horizonty na fluvialně-geomorfologických útvarech (FGU): L - lavice, NNS – nižší nivní stupeň, VNS – vyšší nivní stupeň, SH – svrchní horizont, DH – diagnostický horizont, BS – bazická saturace (%), KVK – kationtová výměnná kapacita (cmol⁺/kg), C/N – poměr obsahu půdního C_{org} a N_{tot} (%), pH/H₂O – půdní reakce aktivní

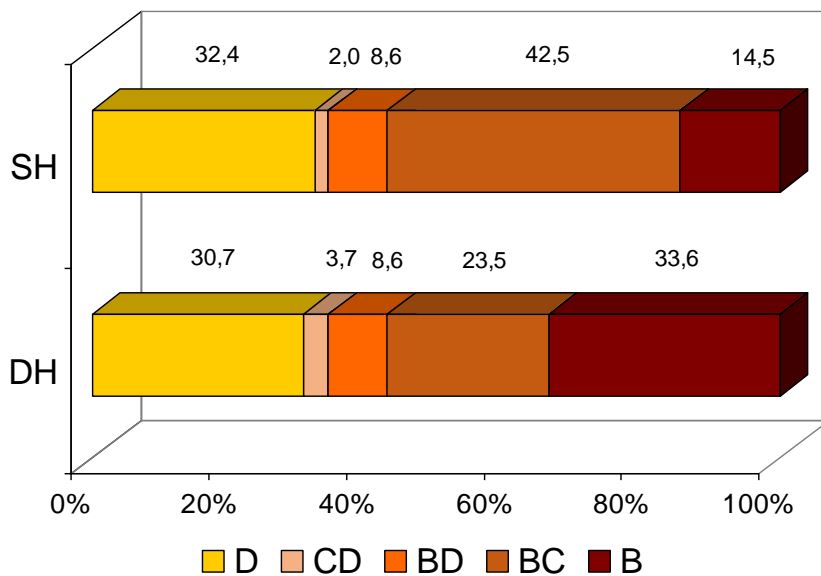
FGU	Horizont	TŘ	BS	KVK	C/N	pH/H ₂ O	Zastoupení (%)
L	SH	CD~	97,79	10,31	13,84	7,54	1,3
		D~	97,57	13,28	24,24	7,43	98,7
	DH	D~	97,04	8,12	23,23	7,73	100,0
NNS	SH	BD~	97,81	14,24	18,55	6,54	29,1
		CD~	98,84	14,83	14,32	6,79	3,1
		D~	98,12	12,75	19,93	7,10	67,8
	DH	BD~	96,24	10,81	18,38	6,42	29,1
		CD~	97,44	9,23	14,34	7,15	9,3
		D~	97,55	8,72	22,87	7,37	61,6
VNS	SH	B	69,52	10,34	15,67	4,80	25,0
		BC	93,65	11,51	13,70	5,66	73,3
		CD~	98,83	15,15	13,42	6,89	1,6
	DH	B	53,66	7,09	14,97	4,79	57,9
		BC	94,51	7,82	12,95	5,81	40,5
		CD~	98,62	11,25	14,10	6,90	1,6

Lavice, nižší a vyšší nivní stupeň se staticky významně odlišují v hodnotách půdní reakce aktivní a poměru C/N. Statisticky významné rozdíly byly rovněž zjištěny v hodnotách kationtové výměnné kapacity mezi nižším a vyšším nivním stupněm. Vyšší nivní stupeň se statisticky významně odlišuje v hodnotách bazické saturace od lavice a nižšího nivního stupně (tab. 8).

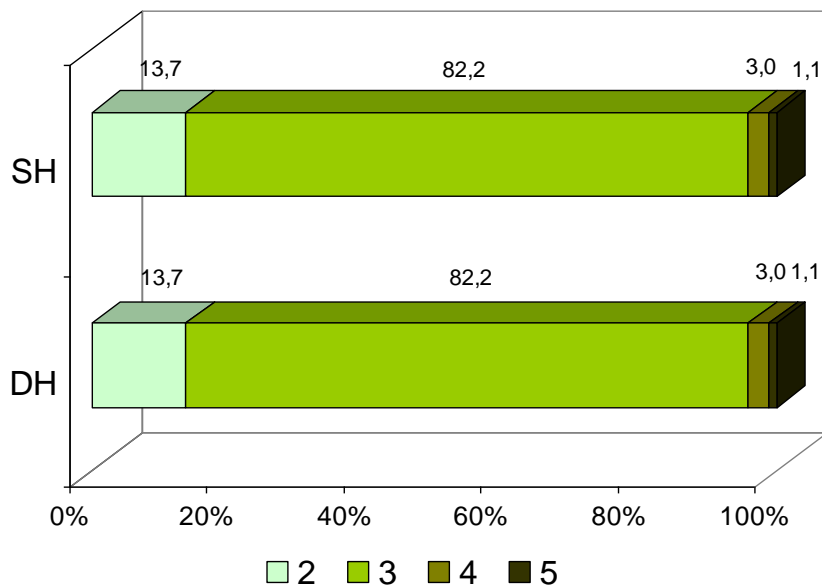
Zastoupené trofické řady mají míru separability > 70 %. Nejvyšší separabilitu vykazují trofické řady CD~ (92 %) a D~ (91 %). Následuje trofická řada B s 84 %. Nejnižší separabilita je u trofické řady BC (74 %) a BD~ (76 %). Celková míra separability je 84 % (obr. 7a, tab. 9).

Z pohledu separability trofických řad na jednotlivých fluvialně-geomorfologických útvarech je nejvyšší celková separabilita na nižším nivním stupni (93 %). Na vyšším nivním stupni a lavici je téměř shodná s 88 %. Na lavici je trofická řada D~ vylišitelná ze 100 %, naproti tomu TŘ CD~ z 33 %. Na nižším nivním stupni vykazují zastoupené trofické řady míru separability ≥ 75 %. Nejvyšší míru separability má TŘ CD~ (100 %), následuje TŘ D~ (95 %), BD~ (91 %) a BC~ se 75 %. Na vyšším nivním stupni vykazují trofické řady míru separability vyšší než 81 %. Nejvyšší separabilitu má TŘ B (93 %), následuje TŘ CD~ (89 %), BD~ (85 %) a BC (82 %). Nejvyšší míru separability vykazuje vyšší nivní stupeň s 81 %, následuje nižší nivní stupeň se 78 % a nejmenší míru separability mají lavice s 66 %. Celková separabilita FGU činí 77 % (tab. 10).

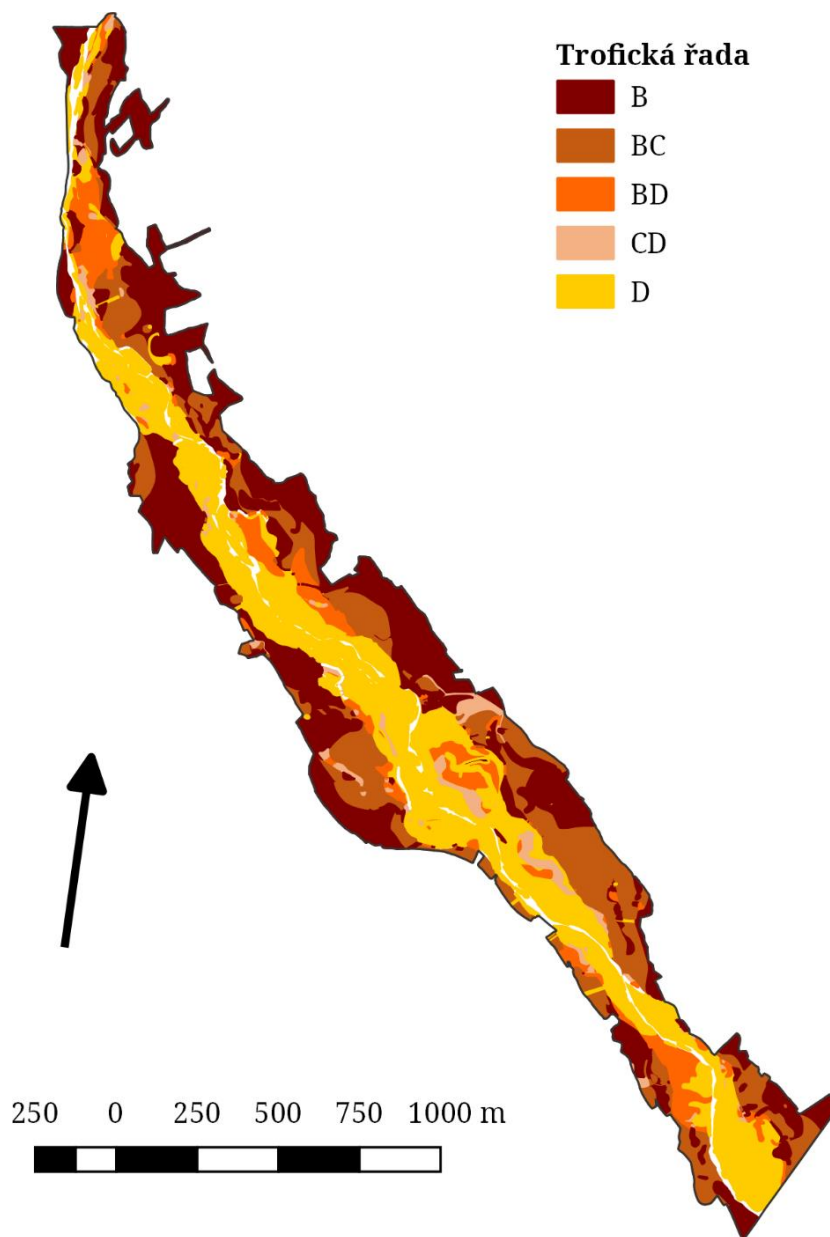
a) Trofické řady



b) Hydrické řady



Obr. 4. Zastoupení složek půdních ekologických řad mezi svrchními a diagnostickými horizonty.

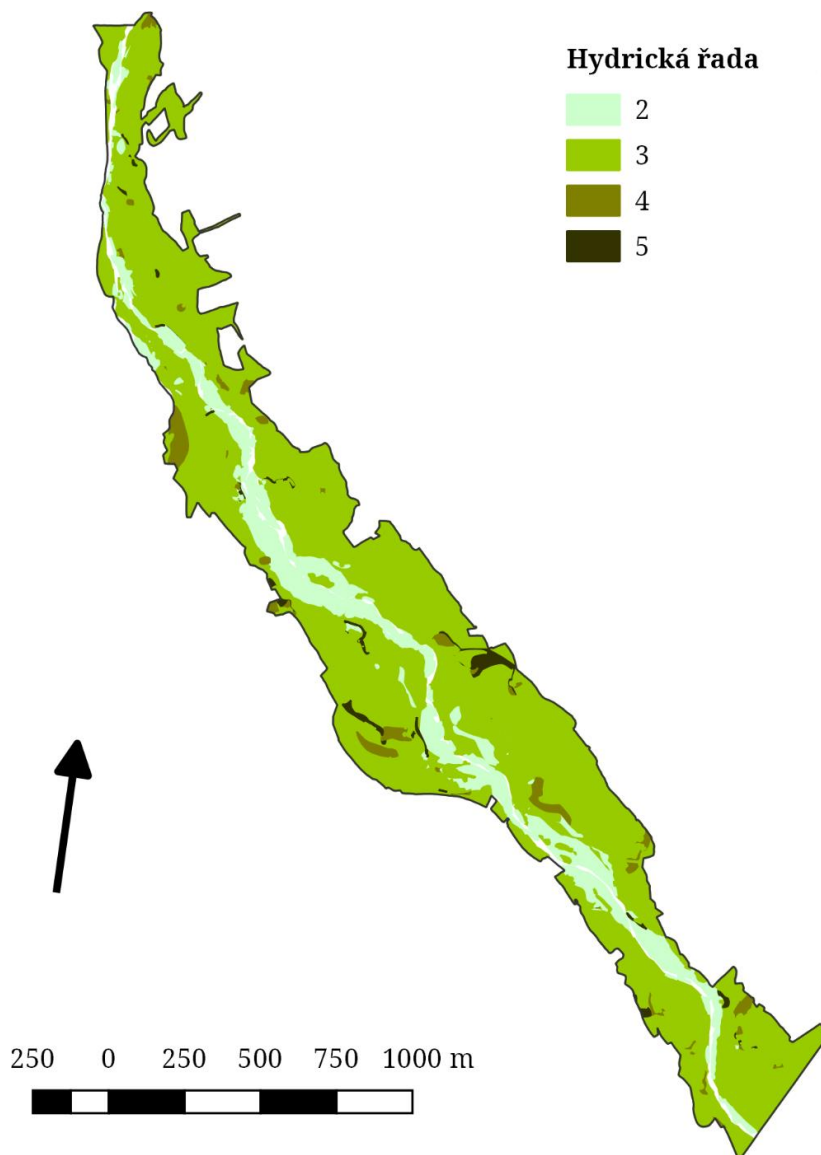


Obr. 5. Rozšíření trofických řad půdních vlastností ve vybraném úseku nivy řeky Morávky.

3.3 Hydrické řady

Na území výrazně převažuje hydrická řada normální (HŘ 3) s 82 %, na 14 % se nachází hydrická řada omezená (HŘ 2), na 3 % hydrická řada zamokřená (HŘ 4) a na 1 % území připadá hydrická řada mokrá (HŘ 5) (obr. 4 a 6).

Lavice jsou převážně (na 95 %) charakterizovány omezenou hydrickou řadou (HŘ 2), na 5 % se vyskytuje hydrická řada normální (HŘ 3). Nižší nivní stupeň je převážně charakterizován (na 90 %) normální hydrickou řadou (HŘ 3). Na 6 % se nachází hydrická



Obr. 6. Rozšíření hydrických řad půdních vlastností ve vybraném úseku nivy řeky Morávky

řada omezená (HŘ 2), na 3 % hydrická řada zamokřená (HŘ 4) a nepatrná část (0,5 %) je pokryta mokrou hydrickou řadou (HŘ 5). Vyšší nivní stupeň je převážně charakterizován (na 95 %) normální hydrickou řadou (HŘ 3). Na 3,6 % se nachází hydrická řada zamokřená a malá část (1,6 %) je pokryta mokrou hydrickou řadou (HŘ 5).

Jako vhodné klasifikační veličiny pro vylišení zastoupených hydrických řad (HŘ) byly zvoleny maximální kapilární vodní kapacita (MKK), retenční vodní kapacita (RVK) a provzdušněnost (A). Měrná hmotnost (D_s), objemová hmotnost redukováná (D_d) a zastoupení fyzikálního jílu (FJ) nebyly shledány jako diferenciální. Maximální kapilární a retenční vodní kapacita se směrem od HŘ omezené k HŘ mokré zvyšuje a lze tak spolehlivě odlišit HŘ omezenou ve spodní hranici intervalu a HŘ mokrou v horní

hranici intervalu. Ovšem hydrickou řadu normální a zamokřenou nelze zřetelně stanovit. Totéž platí pro celkovou pórovitost (P), která z důvodu korelace s MKK a RVK nebyla vybrána jako klasifikační veličina. Naopak díky provzdušněnosti (A) dokážeme

Tab. 7. Analýza rozptylu půdních vlastností mezi fluviálně-geomorfologickými útvary (FGU) **tučně** při $p < 0,05$: SS – součet čtverců, DF – počet stupňů volnosti, F – Fisher-Snedecorovo kritérium, pH/H_2O – půdní reakce aktivní, KVK – kationtová výměnná kapacita, BS – bazická saturace, C/N – poměr obsahu půdního C_{org} a N_{tot} , FJ – zastoupení fyzikálního jílu, D_d – objemová hmotnost redukováná, D_s – měrná hmotnost, MKK – maximální kapilární kapacita, RVK – retenční vodní kapacita, P – celková pórovitost, A – provzdušněnost

Vlastnost	Faktor	SS	DF	F
pH/H ₂ O	Výběr	9749	1	20131
	FGU	182	2	188
	Chyba	119	245	
KVK	Výběr	24246	1	1312
	FGU	341	2	9
	Chyba	4526	245	
BS	Výběr	1819873	1	6645
	FGU	24757	2	45
	Chyba	67097	245	
C/N	Výběr	75577	1	3575
	FGU	1412	2	33
	Chyba	5179	245	
FJ	Výběr	4878	1	492
	FGU	25	2	1
	Chyba	2430	245	
D _d	Výběr	296	1	4436
	FGU	3	2	24
	Chyba	16	245	
D _s	Výběr	1402	1	79798
	FGU	0	2	2
	Chyba	4	245	
MKK	Výběr	317684	1	3292
	FGU	5993	2	31
	Chyba	23641	245	
RVK	Výběr	188978	1	1798
	FGU	3710	2	18
	Chyba	25757	245	
P	Výběr	658199	1	7477
	FGU	4551	2	26
	Chyba	21567	245	
A	Výběr	326758	1	1095
	FGU	117	2	0
	Chyba	73126	245	

od sebe HŘ normální a zamokřenou odlišit, kdy dochází k poklesu provzdušněnosti od HŘ normální směrem k HŘ mokré (obr. 8).

Pomocí histogramu stanovených intervalů hodnot hydro-fyzikálních klasifikačních veličin byla vytvořena klasifikace zastoupených hydrických řad (tab. 11). Pro usnadnění klasifikace byly vymezeny indikační hodnoty půdních hydro-fyzikálních vlastností hydrických řad.

Jednotlivé fluviálně-geomorfologické útvary se nejvíce odlišují v MKK, pórovitosti a objemové hmotnosti redukové. Menší rozdíly jsou patrné u retenční vodní kapacity (tab. 7).

Lavice se statisticky významně odlišují od obou nívnických stupňů v hodnotách objemové hmotnosti redukové, maximální kapilární vodní kapacity, retenční vodní kapacity a celkové pórovitosti. Naopak v zastoupení fyzikálního jílu, měrné hmotnosti a provzdušněnosti významné rozdíly shledány nebyly (tab. 8).

Nejvyšší separabilitu vykazuje s 89 % normální hydrická řada (HŘ 3). Následuje mokrá hydrická řada (HŘ 5) s 61 %. Nižší míru separability (40 %) má omezená hydrická řada (HŘ 2). Nejnížší míra separability (12,5 %) je u zamokřené hydrické řady (HŘ 4). Celková míra separability je 72 % (obr. 7b, tab. 9).

Z pohledu celkové míry separability hydrických řad na jednotlivých fluvialně-geomorfologických útvarech je nejvyšší míra separability na lavici (90 %). Poměrně vyrovnaná je celková míra separability na vyšším nivním stupni s 88 % a na nižším nivním stupni s 84 %. Na lavici je HŘ omezená vylížitelná z 96 % a HŘ normální z 50 %. Na NNS mají separabilitu nad 90 % HŘ normální (94 %) a HŘ mokrá (90 %). Hydrická řada zamokřená má 50 % míru separability. Nejvyšší míru separability (98 %) vykazuje na VNS HŘ normální, následuje HŘ mokrá s 62,5 %. Naproti tomu HŘ zamokřená nelze na VNS vylížit. Vyšší nivní stupeň a lavice vykazují míru separability nad 60 % (VNS 64 %, lavice 62 %). U nižšího nivního stupně je míra separability 41 %. Celková separabilita fluvialně-geomorfologických útvarů činí 55 % (tab. 12).

4 Diskuse

Na výskyt a vývoj ekologických řad lesních půd ve šterkonosné nivě má významný vliv vzdálenost od vodního toku a s ní vyznívající fluvialní činnost. Fluvialní činnost (aktivita vodního toku) významně ovlivňuje vývoj půd na fluvialně-geomorfologických útvarech. Již podle zastoupení půdních typů a subtypů na fluvialně-geomorfologických útvarech je možno usuzovat na výskyt vyvinutějších půd mimo přímou činnost vodního toku (tzn. na vyšším nivním stupni) a naopak výskyt méně vyvinutých (iniciálních) půd v aktivním řečišti. V aktivním řečišti, zahrnující nižší nivní stupeň a lavice, je

Tab. 8. Mnohonásobné porovnání analýzy rozptylu půdních vlastností mezi fluvialně-geomorfologickými útvary (FGU) s rozdíly při $p < 0,05$ **tučně**: L - lavice, NNS – nižší nivní stupeň, VNS – vyšší nivní stupeň, pH/H₂O – půdní reakce aktivní, KVK – kationtová výměnná kapacita, BS – bazická saturace, C/N – poměr obsahu půdního C_{org} a N_{tot}, FJ - zastoupení fyzikálního jílu, D_d – objemová hmotnost redukována, D_s – měrná hmotnost, MKK - maximální kapilární kapacita, RVK - retenční vodní kapacita, P – celková pórovitost, A – provzdušněnost.

Vlastnost	FGU	L	NNS	VNS
pH/H ₂ O	L		0,0000	0,0000
	NNS	0,0000		0,0000
	VNS	0,0000	0,0000	
KVK	L		0,0941	0,3247
	NNS	0,0941		0,0001
	VNS	0,3247	0,0001	
BS	L		0,9983	0,0000
	NNS	0,9983		0,0000
	VNS	0,0000	0,0000	
C/N	L		0,0001	0,0000
	NNS	0,0001		0,0001
	VNS	0,0000	0,0001	
FJ	L		0,3842	0,2793
	NNS	0,3842		0,9763
	VNS	0,2793	0,9763	
D _d	L		0,0000	0,0000
	NNS	0,0000		0,1194
	VNS	0,0000	0,1194	
D _s	L		0,1421	0,1294
	NNS	0,1421		1,0000
	VNS	0,1294	1,0000	
MKK	L		0,0000	0,0000
	NNS	0,0000		0,9933
	VNS	0,0000	0,9933	
RVK	L		0,0000	0,0000
	NNS	0,0000		0,9661
	VNS	0,0000	0,9661	
P	L		0,0000	0,0000
	NNS	0,0000		0,0935
	VNS	0,0000	0,0935	
A	L		0,8637	0,8163
	NNS	0,8637		0,9950
	VNS	0,8163	0,9950	

charakteristický výskyt fluvizemí na 97 až 99 % plochy. Na vyšším nivním stupni rovněž převažují na 66 % plochy fluvizemě, avšak 31 % plochy již tvoří kambizemě. Půdní diverzita je dalším z ukazatelů výskytu vyvinutějších půd na vyšším nivním stupni. Vyšší nivní stupeň je nejrozmanitější s 22 zastoupenými půdními subtypy. Nižší nivní stupeň je s 16 půdními subtypy rozmanitější než lavice zahrnující 10 půdních subtypů. Již na nižším nivním stupni jsou půdy vyvinutější než na lavicích.

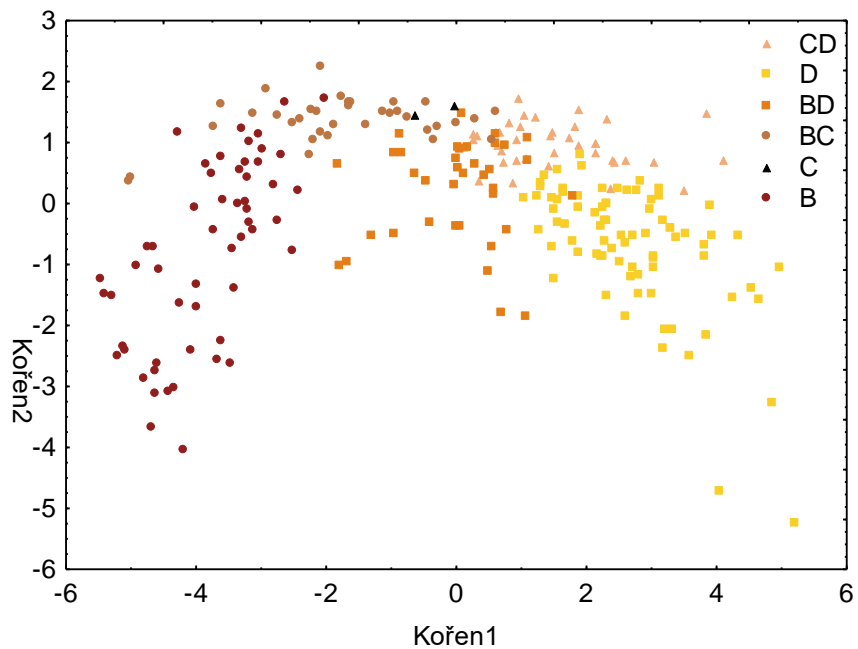
Tab. 9: Separabilita složek ekologických řad půdních vlastností mezi fluviálně-geomorfologickými útvary (%): L - lavice, NNS – nižší nivní stupeň, VNS – vyšší nivní stupeň

Řada	Třída	L	NNS	VNS	území
Trofická	B	-	-	92,45	83,64
	BC	-	75,00	81,48	74,29
	BD~	-	90,91	84,62	75,68
	C	-	0,00	0,00	0,00
	CD~	33,33	100,00	88,89	92,31
	D~	100,00	94,74	-	91,25
	Celkem	87,50	93,26	88,24	84,27
Hydrická	Omezená	95,45	0,00	-	40,00
	Normální	50,00	94,12	97,78	89,02
	Zamokřená	-	50,00	0,00	12,50
	Mokrá	-	90,00	62,50	61,11
	Celkem	90,00	83,70	87,74	72,18

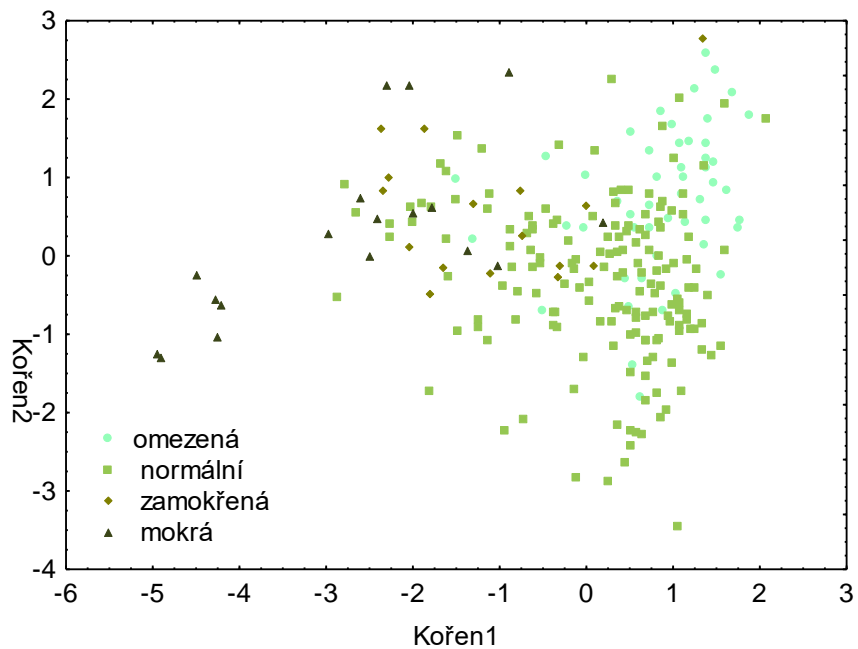
Tab. 10. Parametry diskriminačních funkcí rozlišení trofických řad půdních vlastností na fluviálních útvarech: pH/H₂O – půdní reakce aktivní, KVK – kationtová výměnná kapacita (cmol⁺/kg), BS – bazická saturace (%), C/N – poměr obsahu půdního C_{org} a N_{tot} (%), c – konstanta

Reliéf	Vlastnost	B	BC	BD~	C	CD~	D~
Území	pH/H ₂ O	-8,80	-6,04	-1,30	-1,00	5,16	6,80
	KVK	-1,42	-0,40	-0,10	-0,33	0,70	0,87
	BS	-1,20	2,65	1,40	1,56	-0,50	-0,77
	C/N	-1,06	-1,25	0,56	-1,93	-1,43	1,76
	c	-9,23	-4,64	-2,21	-6,19	-4,07	-4,92
Lavice	pH/H ₂ O	-	-	-	-	-0,09	0,03
	KVK	-	-	-	-	-0,31	0,00
	BS	-	-	-	-	1,62	0,36
	C/N	-	-	-	-	-1,53	0,34
	c	-	-	-	-	-2,73	-0,27
NNS	pH/H ₂ O	-	-6,14	-2,52	-	1,70	1,87
	KVK	-	-0,63	-0,35	-	-0,16	0,44
	BS	-	0,09	0,40	-	-0,47	-0,01
	C/N	-	-1,22	0,67	-	-2,71	1,43
	c	-	-8,95	-2,17	-	-2,91	-1,97
VNS	pH/H ₂ O	-2,65	0,43	2,91	-	10,12	-
	KVK	-0,79	0,61	-0,11	-	2,98	-
	BS	0,04	1,01	0,33	-	-3,73	-
	C/N	-0,20	-0,69	2,60	-	-0,49	-
	c	-1,69	-2,09	-5,30	-	-11,54	-

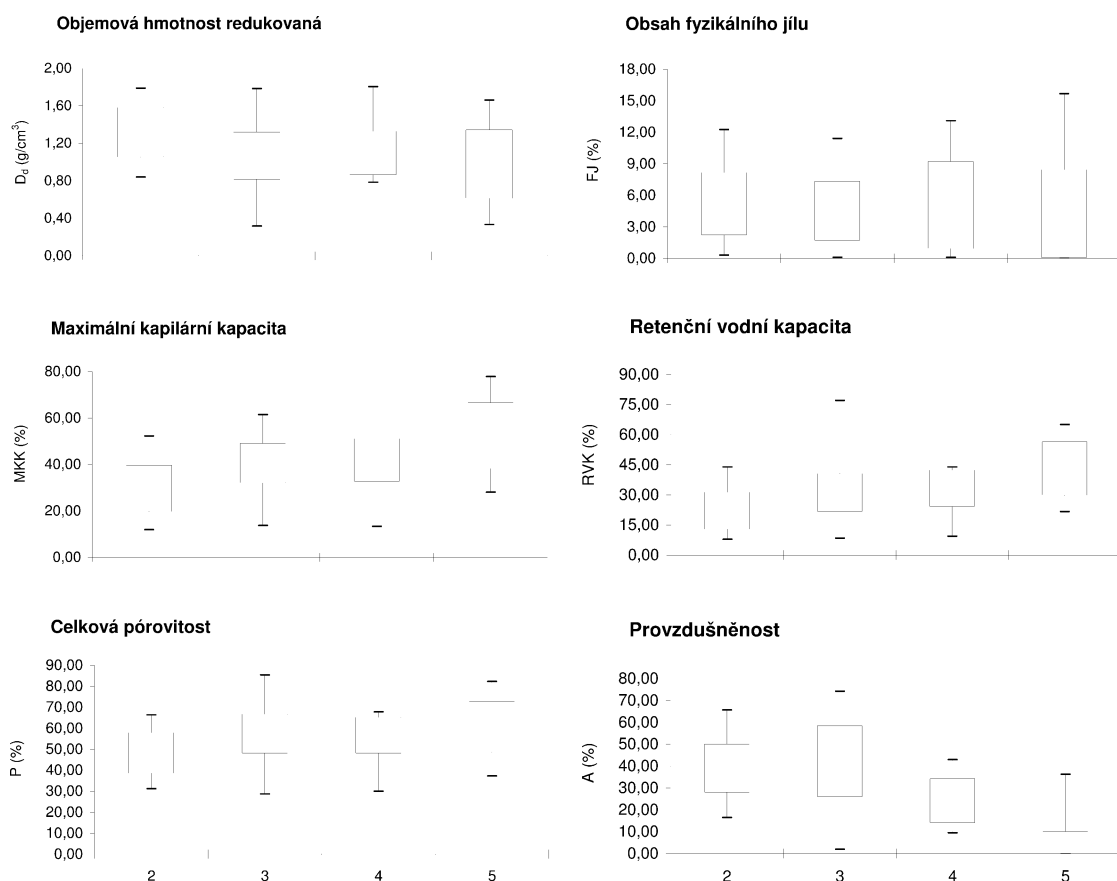
a) Trofické řady



b) Hydrické řady



Obr. 7. Diskriminační analýza složek ekologických řad půdních vlastností ve štěkonosné nivě řeky Morávky.



Obr. 8. Rozpětí intervalů hodnot hydro-fyzikálních půdních vlastností mezi hydrickými řadami.

Zastoupení trofických řad na fluvialně-geomorfologických útvarech zachycuje sukcesní vývoj půd s rostoucí vzdáleností od vodního toku. Lavice se vyznačují téměř zcela vysokou bazickou saturací. Nižší nivní stupeň je převážně bazický a na jedné třetině plochy přechází do mezotrofně-bazické meziřady. Vyšší nivní stupeň se vyznačuje mezotrofně - nitrofilní meziřadou a mezotrofní řadou. (Ne)soulady mezi půdní bazickou saturací a kationtovou výměnnou kapacitou naznačují míru vývoje půdy na fluvialním útvaru. Bazická saturace je na lavicích, nižším nivním stupni a větší části vyššího nivního stupně

Tab. 11: Klasifikace hydrických řad pomocí půdních hydro-fyzikálních vlastností: MKK – maximální kapilární kapacita (%), RVK – retenční vodní kapacita (%), A – provdzušňnosť (%)

Rozsah	Hydrická řada	MKK	RVK	A
Intervalový	omezená	15,1–40,0	10,1–35,0	25,1–50,0
	normální	30,1–50,0	20,1–40,0	25,1–65,0
	zamokřená	40,1–55,0	30,1–45,0	10,1–35,0
	mokrá	40,1–75,0	35,1–70,0	<5–15,0
Indikační	omezená	15,1–30,0	10,1 – 20,0	–
	normální	–	–	50,1 – 65,0
	zamokřená	–	–	15,1 – 25,0
	mokrá	55,1–80,0	45,1 – 70,0	< 10,1

k hodnotě kationtové výměnné kapacity značně vysoká. Tento jev nám poukazuje na výskyt vývojově mladých půd v nivě s nestabilní bazickou saturací, která bude v čase klesat. Na jedné čtvrtině vyššího nivního stupně charakterizovaného ve svrchním horizontu mezotrofní trofickou řadou je již mezi hodnotami bazické saturace a kationtové výměnné kapacity soulad, kterým se vyznačují vyvinuté půdy.

Dalšími půdními charakteristikami trofických řad poukazujícími na vývoj půd jsou půdní reakce a poměr C/N. Půdní reakce je na lavici a nižším nivním stupni neutrální až alkalická. Na vyšším nivním stupni je půdní reakce středně až mírně kyselá. Podle poměru C/N probíhá tvorba humusu na nižším nivním stupni a lavici příznivě, na vyšším nivním stupni velmi příznivě. Na lavici je oproti nivním stupňům nižší obsah půdního oxidovatelného uhlíku a celkového půdního dusíku. Na vyšším nivním stupni se vyšší aktivita humusových látek odráží ve výrazné vertikální diferenciaci půdních horizontů dle chemických vlastností. Naopak v aktivním řečišti, které je bohaté bázemi, nejsou

Tab. 12: Parametry diskriminačních funkcí rozlišení hydrických řad na fluvialních útvarech: FJ - fyzikální jíl, D_d - objemová hmotnost redukována, MKK - maximální kapilární kapacita, RVK - retenční vodní kapacita, P - celková pórovitost, A - provzdušněnost, c - konstanta

Reliéf	Vlastnost	Omezená	Normální	Zamokřená	Mokrá
Území	FJ	0,25	-0,13	0,54	0,04
	D_d	-1,33	0,02	1,32	2,34
	MKK	-0,89	0,39	-0,89	-0,30
	RVK	-0,16	-0,23	0,91	1,75
	P	-1,70	-0,08	2,17	3,49
	A	0,33	0,42	-1,78	-3,16
	c	-2,23	-0,47	-3,57	-6,38
Lavice	FJ	0,12	-0,91	-	-
	D_d	-0,53	3,86	-	-
	MKK	0,82	-5,99	-	-
	RVK	-0,94	6,90	-	-
	P	-0,87	6,41	-	-
	A	0,25	-1,82	-	-
	c	-0,16	-3,87	-	-
NNS	FJ	0,27	0,04	1,15	-1,33
	D_d	4,06	-0,73	-0,08	2,61
	MKK	-0,28	-0,07	0,70	0,05
	RVK	-1,17	0,02	-0,71	1,12
	P	5,26	-0,95	-0,11	3,41
	A	-0,89	0,90	-2,35	-3,68
	c	-3,73	-0,49	-4,04	-6,96
VNS	FJ	-	-0,13	0,10	1,32
	D_d	-	-0,22	0,70	1,78
	MKK	-	0,20	-1,34	-0,95
	RVK	-	-0,26	1,06	1,84
	P	-	-0,42	1,69	2,99
	A	-	0,39	-1,20	-3,18
	c	-	-0,20	-2,96	-5,38

vertikální rozdíl v hodnotách chemických vlastností patrné. Z výše uvedeného je zřejmé, že poměr C/N a půdní reakce ovlivnily separabilitu trofických řad více než půdní sorpce.

Charakter substrátu štěrkových lavic udává převažující výskyt hydrické řady omezené. Zatímco na nivních stupních jsou podmínky především hydricky normální. Lavice se významně odlišují od nivních stupňů v hodnotách objemové hmotnosti redukové, celkové pórovitosti, maximální kapilární vodní kapacity a retenční vodní kapacity. Objemová hmotnost redukována je na lavici vyšší než na nivních stupních. Na nivních stupních je objemová hmotnost poměrně vyrovnaná, přičemž o něco málo nižší je na vyšším stupni. Tzn., že na stupních je v půdních

horizontech větší podíl humusových látek a nachází se zde vyvinutější půdy než na lavici. Podobně celková pórovitost indikuje výskyt vyvinutějších půd na nivních stupních než na lavici. Zároveň se pórovitost liší mezi nivními stupni. Na lavici je pórovitost v diagnostickém horizontu nízká, na nižším nivním stupni střední a na vyšším nivním stupni vysoká. Výše uvedenému odpovídá i vododržnost půdních horizontů stanovena dle maximální kapilární vodní kapacity. MKK je na lavici nižší než na nivních stupních. Lavice je v diagnostickém horizontu vododržná a ve svrchním horizontu silně vododržná. Nivní stupně jsou silně vododržné v obou půdních horizontech. Hydrické řady jsou v nivě klasifikovatelné pomocí maximální kapilární kapacity, retenční vodní kapacity a provzdušněnosti půdních subtypů. Maximální kapilární a retenční vodní kapacita roste od omezené k mokré řadě, zatímco provzdušněnost ve stejném smyslu klesá. Hydrickou řadu omezenou lze spolehlivě indikovat v dolní hranici intervalu hodnot MKK a RVK. Zatímco hydrickou řadu mokrou lze spolehlivě určit v horní hranici intervalu hodnot MKK a RVK. Díky provzdušněnosti dokážeme od sebe částečně odlišit normální, zamokřenou a mokrou řadu. V případech nejasné klasifikace hydrických řad z důvodu překryvu hodnot u všech klasifikačních veličin jsou určujícími atributy půdní subtyp a typ fluviálně-geomorfologického útvaru.

Fluviální útvary jsou lépe odlišitelné pomocí pedochemických (66–81 %) než hydrofyzikálních vlastností (41–64 %). Nejvyšší celková míra separability ekologických řad byla zjištěna při analýze jednotlivých fluviálních útvarů. U trofických řad se pohybovala v rozmezí 88–93 % a u hydrických řad v rozmezí 84 až 90 %. Pro stanovení ekologických řad ve šterkonosné nivě je proto důležité přednostně zohlednit na jakém fluviálně-geomorfologickém útvaru se půdní těleso nachází.

5 Závěr

Ekologické řady zachytily rozmanitost půdních vlastností v nivě měnící se s rostoucí vzdáleností od vodního toku. Činnost vodního toku má bezprostřední vliv na vývoj půd nacházejících se v aktivním řečišti. Na terase se půdy vyvíjejí bez přímého vlivu vodního toku. Na terase se nachází vyvinutější půdy než v aktivním řečišti. Ekologické řady půdních chemických a hydro-fyzikálních vlastností potvrdily výskyt nejméně vyvinutých půd na lavici a nejvíce vyvinutých půd na vyšším nivním stupni. Nevyvinuté půdy byly odlišeny od vyvinutých subtypů pomocí (ne)souladu mezi kationtovou výměnnou kapacitou a bazickou saturací. Nesoulad mezi KVK a BS naznačil půdní prostředí, jehož trofické podmínky se ustálí až po dosažení souladu mezi klasifikačními vlastnostmi sorpčního komplexu. KVK se jeví jako indikátor trofických řad u nevyvinutých půd, zatímco BS byla společně s pH a C/N potvrzena jako indikátor trofických řad pouze u vyvinutých půd. Hydrické řady nivních půd jsou rozlišitelné pomocí maximální kapilární kapacity, retenční vodní kapacity a provzdušněnosti. Maximální kapilární a retenční vodní kapacita rostou od omezené k mokré řadě, zatímco provzdušněnost ve stejném smyslu klesá. Dolní hranice intervalu hodnot MKK a RVK spolehlivě určuje hydrickou řadu omezenou, zatímco horní hranice intervalu hodnot vymezuje hydrickou řadu mokrou. Díky provzdušněnosti dokážeme od sebe částečně odlišit normální, zamokřenou a mokrou řadu. V případech překryvu hodnot u všech indikačních půdních vlastností hydrických řad jsou určujícími klasifikačními atributy půdní subtyp a typ

fluviálně-geomorfologického útvaru. Vymezení fluviálně-geomorfologických útvarů je z důvodů posouzení významu vlastností půdní sorpce a hydro-fyzikálních vlastností fundamentální procedurou klasifikace ekologických řad ve šterkonosné nivě.

Summary

Soil trophic and hydric series are compounds of ecological series obtained through geobiocoenological classification of natural site conditions. The aim of the study was evaluation of ecological series compounds in submountain floodplain differentiating Quaternary deposits onto terrace bodies as well as onto trophically and hydrically various soils.

The ecological series represented diversity of soil properties in floodplain changing due to increasing distance from river stream. The water stream activity immediately influence soil development occurring at active river channel. Soils on terrace develop without direct water stream effect. The terrace is covered by more developed soils than active channel. The soil ecological series by chemical and hydro-physical properties confirmed occurrence of the least developed soils on bars in contrast to the most developed soils on terrace. Undeveloped soils were distinguished from developed groups by disharmony between cation exchange capacity and base saturation. The disharmony between CEC and BS suggested soil environment which trophic conditions will stable after achieve of harmony at sorption complex properties classification. CEC seems like trophic series indicator for undeveloped soils, while BS was together with pH and C/N confirmed as trophic indicator only for well-developed soils. Floodplain soil hydric series are differentable through maximum capillary capacity, water-holding capacity and aeration. Maximum capillary capacity and water-holding capacity increase from limited to wet series, while aeration decreases under same purpose. Low MCC and WHC value interval limits determinate limited hydric series for a certainty, while upper value interval limit determinates wet hydric series. We can distinguish normal, gleyed and wet series partially thanks to aeration. In case of value intersetion among all indicative soil hydric series properties, the soil group and fluvial-geomorphological unit type are determining classification attributes. The fluvial-geomorphological unit definition is fundamental procedure for ecological series classification in gravel-carrying floodplain foregoing needs on assessment of soil sorption and hydro-physical properties.

Poděkování: Tento příspěvek vznikl díky podpoře Interní grantové agentury LDF_VP_2018008.

Použitá literatura

- Borůvka L., Kozák J., Němeček J., Penížek V. 2002. New approaches to the exploitation of former soil survey data. In: 17th World Congress of Soil Science (eds.), Soil Science: Confronting New Realities in the 21st Century. LDD-SFST-IUSS, Bangkok: #1692.
- Brierley G.J., Fryirs K.A. 2005. Geomorphology and River Management. Blackwell, Oxford.
- Buček A., Lacina J. 1999. Geobiocenologie II. Geobiocenologická typologie krajiny České republiky. MZLU v Brně (skriptum).
- Buček A., Maděra P., Packová P. 2004. Hodnocení a predikce vývoje geobiocenóz v PR Věstonická nádrž. Geobiocenologické spisy 8: 1–101.

- Diekmann M. 1996. Ecological behaviour of deciduous hardwood trees in boreo-nemoral Sweden in relation to light and soil conditions. *Forest Ecology and Management* 86: 1–14.
- Flint R.F. 1971. *Glacial and Quaternary Geology*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Glenz C., Schlaepfer R., Iorgulescu I., Kienast F. 2006. Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management* 235: 1–13.
- Kerr G., Cahalan C. 2004. A review of site factors affecting the early growth of ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Forest Ecology and Management* 188: 225–234.
- Klimo E. 2003. Lužní les jako významný biom nívní krajiny. In: Saňka M., Kulhavý J. (eds.), *Pedologické dny 2003–Ochrana a využití půdy v nívních oblastech*. MZLU v Brně: 39–41.
- Křížek M. 2007. Údolní niva jako geomorfologický fenomén. In: Langhammer J. (ed.), *Povodně a změny v krajině*. Karlova Univerzita, Praha: 217–229.
- Křížek M. 2012. Údolní niva – její vymezení a vývoj. *Geografické rozhledy* 21: 2–12.
- Loidi J. 2004. Deciduous mixed broad-leaved forests of southwestern Europe. *Tuexenia* 24: 113–126.
- Macoun J., Šibrava V., Tyráček J., Kneblová-Vodičková V. 1965. *Kvartér Ostravska a Moravské brány*. Nakladatelství ČSAV, Praha.
- Meloun M., Militký J., Hill M. 2005. *Počítačová analýza vícerozměrných dat v příkladech*. Academia, Praha.
- Němeček J., Mühlhanslová M., Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. ČZU Praha.
- Penížek V., Borůvka L., Kozák J. 2006. DTM as a tool for correction of alluvial soil delineation on middle- and small-scale maps. In: 18th World Congress of Soil Science. IUSS, Philadelphia: #355a.
- Petr L. 2015. Paleolimnologické lokality Západních Karpat a jejich význam pro rekonstrukci životního prostředí pozdního glaciálu a holocénu. *Zprávy České botanické společnosti* 50: 247–266.
- Prax A., Richter W., Čermák J., Hybler V. 2008. The hydrological and moisture regime of soils in floodplain forests. In: Klimo E., Hager H., Matić S., Anić I., Kulhavý J. (eds.), *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*: 75–101.
- Rychtecká P., Samec P., Janata P. 2018. Soil and fluvial-geomorphological unit characteristics of gravel-bed river in the forefield of the Moravskoslezské Beskydy Mts.: Case study of the Morávka River (Czech Republic). In: *SilvaNet – WoodNet 2018: Proceedings Abstracts of Student Scientific Conference*. Mendel University in Brno: 81–82.
- Samec P. 2014. *Proměny přírodního prostředí ve čtvrtohorách*. Mendelova univerzita v Brně.
- Samec P. 2016. Indication of forest soil fertility deviations by differences between trophic series and soil buffering: geobiocoenological approach. *Phytopedon (Bratislava)* 15: 1–11.
- Samec P., Kučera A., Rejšek K. 2014. Soil heterogeneity reflected in biogeography of beech forests in the borderland between the Bohemian Massif and the Outer Western Carpathians. *Ekológia (Bratislava)* 33: 321–343.
- Samec P., Turek K., Rychtecká P., Vavříček D., Mifkovičová M., Vicher M., Kynický J. 2011. The prospects for forests in the Western Carpathians. *Forest ecology in global perspective*. Univerzita Palackého v Olomouci.
- Schad P., van Huysteen C., Michéli E., Vargas R. (eds.) 2014. *World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Skupien P. 2005. Geologické zajímavosti v údolí řeky Ostravice u obce Baška. *Práce a studie Muzea Beskyd (Přírodní vědy)* 15: 168–171.
- Steiger J., Tabacci E., Dufour S., Peiry J.-L. 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel–floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications* 21: 719–737.

- Šindlar M., Zapletal J., Pelíšek I. 2012. Geomorfologické procesy vývoje vodních toků. Část I.: Typologie korytotvorných procesů. SINDLAR Group, Hradec Králové.
- Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E. 1997. Forest Soil Condition in Europe. Results of a Large-Scale Soil Survey. EC-UN/ECE, Brussels – Geneva.
- Weber G., Bahr B. 2000. Eignung bayerischer Standorte für den Anbau von Esche (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.). Forstwissenschaftliches Centralblatt 119: 263–275.
- Weber-Blaschke, G., Claus, M., Rehfuss, K.E. 2002. Growth and nutrition of ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) on soils of different base saturation in pot experiments. Forest Ecology and Management 167: 43–56.
- Wohl E.E. 2014. Rivers in the landscape: Science and management. Wiley-Blackwell, New York.
- Yan Q., Iwasaki T., Stumpf A., Belmont P., Parker G., Kumar P. 2018. Hydrogeomorphological differentiation between floodplains and terraces. Earth Surface Processes and Landforms 43: 218–228.
- Zbírál J. 2002. Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. ÚKZÚZ, Brno.
- Zbírál J., Honsa I., Malý S., Čížmár D. 2004. Analýza půd III. Jednotné pracovní postupy. ÚKZÚZ, Brno.
- Zollner A., Kölling C. 1993. Eschenkulturen auf ungeeigneten Standorten. Allgemeine Forstzeitung 2: 61–64.

Reakce půdní respirace, teploty a vlhkosti na těžbu v dubovém lese

Response of Soil Respiration, Temperature and Moisture to the Harvest of a Sessile Oak Forest

Eva Dařenová^{1,2}

¹ Ústav výzkumu globální změny, Akademie věd České republiky, Bělidla 986/4a, 603 00 Brno

² Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Abstract:

Forest management, particularly thinning and harvesting measures, has a significant impact on the forest carbon balance. In this study, we investigated the effect of the harvest of a sessile oak forest on soil respiration as a main source of CO₂ emissions in forest ecosystems. Soil respiration, temperature and moisture were measured during the two growing seasons, one before and one after the harvest applied on six out of nine studied plots in April 2018. The harvest increased soil temperature by up to 6 °C. Soil moisture did not differ between the plots in 2017, but it was higher in the harvested plots compared to the control in 2018. In the first half of the growing season 2018, the difference between the control and harvested plots ranged between 5 and 100 % in proportion while in the second half the differences decreased only up to 5%. Soil respiration ranged between 1.2 and 3.3 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ during 2017 with no difference between the following variants. In 2018, soil respiration ranged between 1.2 and 7.0 μmol CO₂ m⁻²s⁻¹ and it tended to be higher in the harvested plots compared to the control. The exception was observed shortly after heavy rainfall on 5th September when soil respiration in the control significantly exceeded that in the harvested plots.

Keywords: carbon cycle; logging; *Quercus petraea*, soil CO₂ efflux

1 Úvod

Lesní ekosystémy představují významné úložiště atmosférického uhlíku, protože zpravidla vážou více oxidu uhličitého (fotosyntéza) než ho uvolní (respirace). Mohou tak významně přispět ke zpomalení nárůstu koncentrace CO₂ v atmosféře a klimatických změn. Uhlík se dlouhodobě ukládá především v dřevní biomase a půdě. Lesní půdy obsahují přibližně 39 % globální zásoby půdního uhlíku (Bolin et al. 2000) a respirace půdy představuje druhý největší tok uhlíku mezi terestriálními ekosystémy a atmosférou (Raich a Schlesinger 1992). Respirace půdy se stává z respirace kořenů a respirace mikroorganismů nacházejících se v rhizosféře a v půdě (Kuzyakov 2006). Nejdůležitějšími faktory prostředí ovlivňujícím změny respirace půdy v čase je teplota a dostupnost vody a substrátu (Xu et al. 2004; Acosta et al. 2018).

Tok uhlíku v lesních ekosystémech je také velmi citlivý na jakékoli disturbance a lesní hospodářství. Intenzivní těžba má za následek, že se lesní ekosystém stane velmi rychle významným zdrojem CO₂. Navíc, některé studie ukázaly po těžbě zvýšení respirace půdy (Londo et al. 1999; Mayer et al. 2017), a tak rozklad a velké ztráty organického materiálu,

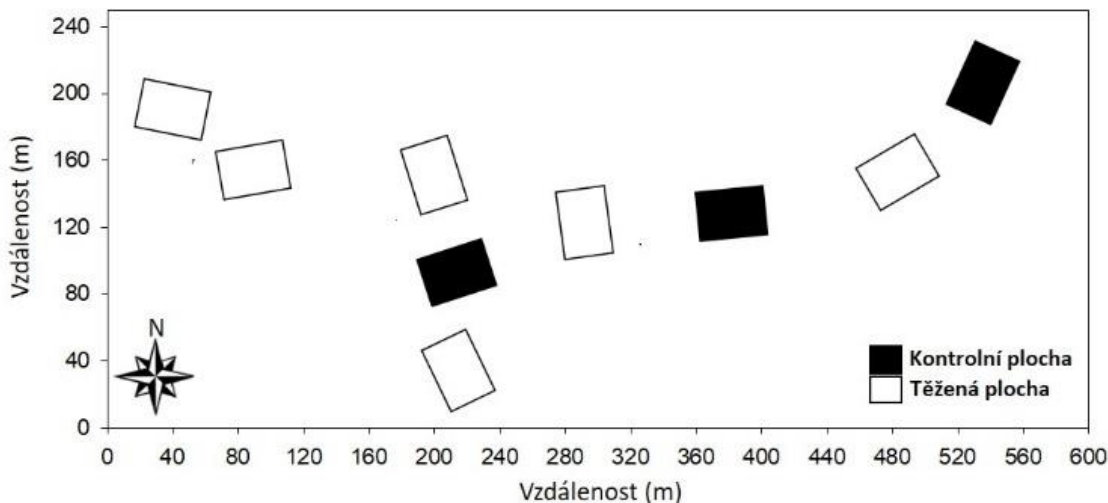
který se v půdě kumuloval desítky let (James a Harrison 2016). Velkoplošné kácení tak bezesporu přispívá ke zhoršení kvality půdy a ke zvýšení koncentrace CO₂ v atmosféře (Van Der Werf et al. 2009).

Cílem práce bylo zhodnotit, jaký vliv měla těžba dubového porostu na respiraci půdy a jestli tento efekt je ovlivněn vývojem počasí.

2 Materiál a metody

Studovaný porost se nachází na území Školního lesního podniku Masarykův les Křtiny, na polesí Bílovice nad Svitavou, lokalita Hradisko (49°25'N, 16°68'E). Porost je situován 285–340 m n. m. Oblast je charakteristická průměrnou roční teplotou +9,5°C a průměrnými ročními srážkami 567 mm (stanoveno pro 2015–2017). Půda je klasifikována jako kambisol. Dominantními druhy jsou dub zimní (*Quercus petraea* /Matt./ Liebl.), habr obecný (*Carpinus betulus* L.) a buk lesní (*Fagus sylvatica* L.), jejichž procentuální je 58,0 %, 20,3 % a 14,0 %. Hustota porostu před těžbou byla v průměru 1577 stromů ha⁻¹.

V roce 2017 bylo v porostu založeno devět experimentálních ploch 30×40 m (obr. 1). Tři plochy zůstaly po celou dobu experimentu netknuté jako kontrolní, a na šesti plochách a jejich blízkém okolí byl porost v březnu 2018 pokácen z důvodů převodu na nízký les. Po těžbě bylo na ploše ponecháno 92 stromů/ha.



Obr. 1. Schéma rozložení výzkumných ploch.

V každé výzkumné ploše byla založena linie 8 permanentních pozic ve vzdálenosti 4,5 m od sebe. Na každé pozici byl instalován PVC kroužek o průměru 20 cm a výšce 15 cm, který byl zapuštěn asi 3 cm do země. Na těchto kroužkách se v průběhu vegetační sezony měřila měsíčně respirace půdy, a to pomocí přenosného komorového systému Li-8100 (Li-Cor, Lincoln, NE, USA). Zároveň s respirací půdy byla měřena teplota půdy v 1,5 cm (vpichovací teploměr TPD32, Omega, Stamford, CT, USA) a vlhkost půdy v profilu 0–6 cm (ThetaProbe ML2x, Delta-T Devices, Cambridge, UK).

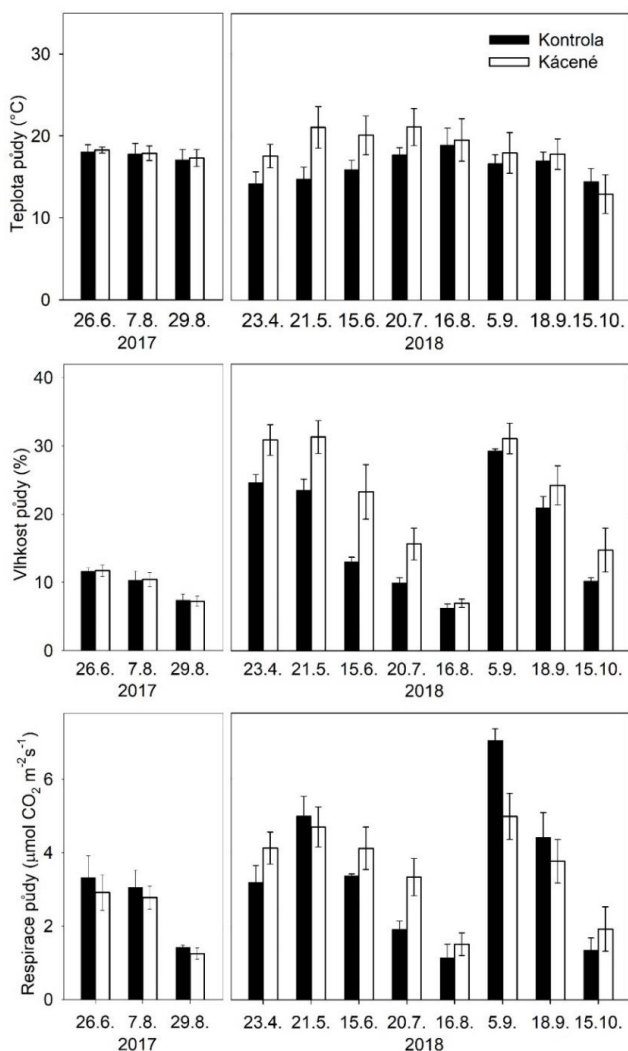
Měření byla prováděna přibližně v měsíčních intervalech a to 26. 6., 7. 8. a 29. 8. v roce 2017 a 23. 4., 21. 5., 15. 6., 20. 7. 16. 8., 5. 9., 18. 9., a 15. 10. v roce 2018.

3 Výsledky

V roce 2017, kdy byla celá výzkumná plocha ještě zalesněná, se průměrná teplota půdy během měřících dnů pohybovala mezi 17, 2 a 18,2 °C. Tento rok byl ovlivněn suchým počasím v letním období, a tak vlhkost půdy dosahovala hodnot pouze kolem 10 %. Respirace půdy byla v tomto roce 3,05, 2,95 a 1,29 $\mu\text{molCO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ve dnech 26. 6., 7. 8. a 29. 8. Tento rok nebyly nalezeny žádné rozdíly ve sledovaných parametrech mezi budoucími variantami (obr. 2).

Kacení porostu mělo za následek zvýšení teploty půdy, a to až o 6 °C. Největší rozdíl teploty půdy mezi kontrolními a kácenými plochami byl v první polovině sezony 2018. V druhé polovině sezony byly rozdíly menší. V kácených plochách byla v roce 2018 zaznamenána vyšší vlhkost půdy vzhledem k plochám kontrolním. Podobně jako u teploty půdy byly rozdíly mezi kontrolními a kácenými plochami vyšší v první polovině sezony, kdy tento rozdíl dosahoval šesti až deseti procent.

Respirace půdy v kácených porostech měla tendenci být vyšší než v kontrolních plochách, a to až o 75 %. Výjimkami bylo 21. 5., kdy během čtyř dnů před měřením spadlo 20 mm srážek, a 5. 9. a 18. 9. kdy mezi 1. 9. a 4. 9. napadlo dokonce 66 mm srážek. 21. 5. byla respirace půdy v kontrolních plochách lehce vyšší (o 0,3 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$) než v plochách kácených, 5. 9. byl a



Obr. 2. Průměrná (\pm SD) teplota půdy, vlhkost a půdní respirace během dvou vegetačních sezon. V roce 2017 bylo celé studované území zalesněno. Na jaře 2018 bylo 6 z 9 ploch pokáceno. Tři plochy zůstaly jako kontrola.

však respirace půdy v kontrolních plochách vyšší dokonce o $2 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$. 18. 9. klesl tento rozdíl na $0,6 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

4 Diskuse

Těžba výzkumného dubového porostu měla za následek zvýšení rychlosti respirace půdy. Reakce respirace půdy na kácení lesa však není v předchozích studiích konzistentní. Podle některých kácení nemělo žádný efekt nebo způsobilo i snížení rychlosti respirace půdy (Striegl a Wickland 1998; Moroni et al. 2009; Olajuyigbe et al. 2012). Některé studie však, podobně jako my, sledovalo po těžbě zvýšení půdní respirace (Londo et al. 1999; Schilling et al. 1999; Tedeschi et al. 2006; Pang et al. 2013). Pokles půdní respirace může být způsoben tím, že kácení stromů vede k redukci respirace kořenů. V našem případě by však tato redukce kořenové respirace více než kompenzována stimulací mikrobiální dekompozice organického materiálu. Krátce po těžbě mají mikroorganismy i dispozici odumřelé kořeny, které se tak staly substrátem pro mikrobiální respiraci (Schilling et al. 1999). Odstranění korunové vrstvy má navíc za následek změnu lokálního mikroklimatu. Menší stínění nadzemní biomasou vede k většímu množství dopadajícího záření na povrch půdy, a tak k jeho zahřívání. To je v souladu s našimi pozorováními, kdy jsme na kácených plochách naměřili vyšší teplotu půdy, tak i s jinými studiemi (Londo et al. 1999; Mello et al. 2007). Navíc se sníží zachycování srážek korunovou vrstvou, což má za následek zvýšení půdní vlhkosti (Marin et al. 2000; Kang et al. 2014), což můžeme pozorovat i na našich výsledcích. Zvýšená teplota a vlhkost vytváří tak příznivější podmínky pro respirační aktivitu mikroorganismů. Kterí tak rozkládají naakumulovaný organický materiál z předchozích období (Tedeschi et al. 2006).

Ačkoli byla v kontrolních plochách teplota i vlhkost půdy stabilně nižší než v plochách kácených, byla respirace půdy během tří měření naopak vyšší. A to v případech po vydatnějších srážkách. Tuto skutečnost můžeme přisoudit zvýšenému rozkladu opadu, který byl v kontrolních plochách naakumulován, zatímco v kácených plochách byl již značně rozložen.

5 Závěr

Zvýšení rychlosti půdní respirace po těžbě dubového porostu bylo způsobené rozkladem mrtvých kořenů a stimulací mikrobiální dekompozice opadu a půdního organického materiálu v důsledku výhodnějších mikroklimatických podmínek (vyšší teplota a vlhkost). Krátce po vydatnějších srážkách byla však respirace půdy v kontrolních plochách vyšší, což můžeme přisoudit většímu množství substrátu ve vrstvě opadu. V tomto případě měla tedy dostupnost substrátu větší vliv na respiraci půdy než mikroklimatické podmínky.

Summary

The increase in soil respiration after oak forest harvesting resulted from decomposition of dead roots and stimulation of litter and soil organic decomposition by microbes caused by means of more favourable conditions (higher soil temperature and moisture). However, shortly after intensive rainfall, soil respiration was higher in the control plots

which can be attributed to a higher amount of substrate in the litter layer. Therefore, the substrate availability had a greater effect on soil respiration than microclimatic conditions in this instance.

Poděkování: Tento výzkum byl podporován MŠMT ČR v rámci programu CzeCOS (LM2015061) Výzkumné plochy byly založeny a udržovány v rámci projektů IGA Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy univerzity v Brně (LDF_PSV_2017006 a TP_2020005).

Použitá literatura

- Acosta M., Darenova E., Krupková L., Pavelka M. 2018. Seasonal and inter-annual variability of soil CO₂ efflux in a Norway spruce forest over an eight-year study. *Agriculture and Forest Meteorology* 256–257: 93–103.
- Bolin B., Sukumar R., Ciais P., Cramer W., Jarvis P., Kheshgi H., Nobre C., Semonov C., Steffen S., Steffen W. 2000. 1. Global Perspective. In: Watson R.T., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath N.H., Verardo D.J., Dokken D.J. (eds.), *Land Use, Land-Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press: 23–52.
- James J., Harrison R. 2016. The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests* 7: 308.
- Kang J.-S., Shibuya M., Shin C.-S. 2014. The effect of forest-thinning works on tree growth and forest environment. *Forest Science and Technology* 10: 33–39.
- Kuzyakov Y. 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 425–448.
- Londo A.J., Messina M.G., Schoenholtz S.H. 1999. Forest harvesting effects on soil temperature, moisture, and respiration in a bottomland hardwood forest. *Soil Science Society of America Journal* 63: 637–644.
- Marin C.T., Bouten W., Sevink J. 2000. Gross rainfall and its partitioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia. *Journal of Hydrology* 237: 40–57.
- Moroni M.T., Carter P.Q., Ryan D.A.J. 2009. Harvesting and slash piling affect soil respiration, soil temperature, and soil moisture regimes in Newfoundland boreal forests. *Canadian Journal of Soil Science* 89: 343–355.
- Mayer M., Sandén H., Rewald B., Godbold D.L., Katzensteiner K. 2017. Increase in heterotrophic soil respiration by temperature drives decline in soil organic carbon stocks after forest windthrow in a mountainous ecosystem. *Functional Ecology* 31: 1163–1172.
- Mello S.L. de M., Gonçalves J.L. de M., Gava J.L. 2007. Pre- and post-harvest fine root growth in *Eucalyptus grandis* stands installed in sandy and loamy soils. *Forest Ecology and Management* 246: 186–195.
- Olajuyigbe S., Tobin B., Saunders M., Nieuwenhuis M. 2012. Forest thinning and soil respiration in a Sitka spruce forest in Ireland. *Agriculture and Forest Meteorology* 157:86–95.
- Pang X., Bao W., Zhu B., Cheng W. 2013. Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to thinning in a pine plantation. *Agriculture and Forest Meteorology* 171–172: 57–64.
- Raich J.W., Schlesinger W.H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B: 81–99.
- Schilling E.B., Lockaby B.G., Rummer R. 1999. Belowground nutrient dynamics following three harvest intensities on the pearl river floodplain, Mississippi. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1856–1868.
- Striegl R.G., Wickland K.P. 1998. Effects of a clear-cut harvest on soil respiration in a jack pine – lichen woodland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 534–539

- Sullivan B.W., Kolb T.E., Hart S.C., Kaye J.P., Dore S., Montes-Helu M. 2008. Thinning reduces soil carbon dioxide but not methane flux from southwestern USA ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 255: 4047–4055.
- Tedeschi V., Rey A., Manca G., Valentini R., Jarvis P.J., Borghetti M. 2006. Soil respiration in a Mediterranean oak forest at different developmental stages after coppicing. *Global Change Biology* 12: 110–121.
- Van Der Werf G.R., Morton D.C., Defries R.S., Olivier J.G.J., Kasibhatla P.S., Jackson R.B., Collatz G.J., Randerson J.T. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2: 737–738.
- Xu L., Baldocchi D.D., Tang J. 2004. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles* 18: 1–10.

Respirace půdy smrkového porostu v průběhu čtyř let po aplikaci různých dávek vápnitého dolomitu

Soil Respiration of the Spruce Forest during Four Years after the Application of the Different Dolomitic Limestone Dosage

Jana Rosíková¹, Eva Dařenová^{2,3}, Aleš Kučera¹

¹ Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

² Ústav výzkumu globální změny, Akademie věd České republiky, v.v.i., Bělidla 986/4a, 603 00 Brno

³ Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno

Abstract:

The study focuses on an in situ response of soil respiration at 10 °C (R_{10}) of the Norway spruce monoculture to the application of the different dolomitic limestone dosages (0; 2; 3; 4; 6; 9 a 26 t.ha⁻¹) over a period of four years. Soil respiration was measured within the growing seasons 2016 – 2019. Moreover, the pH was determined in the H and Ah horizons during each season. The effect of liming on soil respiration was statistically significant during all the seasons except for 2017. The greatest effect was observed within the first season after liming. In May 2016, R_{10} in the limed plots increased as much as by 97% compared to the non-limed ones. However, soil respiration did not increase in the direct proportion to the liming intensity. We found out the correlation between soil respiration and the micrometeorological parameters (temperature and moisture) when both low temperature moisture limited soil respiration. Due to the strong soil buffering capacity, the small effect of liming on the soil acidity was observed in the first study season. In the following seasons, the differences in the pH among the plots with the different liming intensity started to increase, which was, however, observed only in the H horizon. The substantial increase in the soil microbial activity accompanied with faster respiration after liming can lead to the increased threat of rapid mineralization and the loss of soil organic matter with all its negative impacts.

Keywords: mineralization; R_{10} ; liming; pH; *Picea abies*

1 Úvod

Vápnění lesních půd je chemickým melioračním opatřením, v současnosti využívaným zejména za účelem úpravy podmínek výživy lesního porostu a dodávky bazických kationtů do kyselých lesních půd (Šrámek et al. 2014). Po vápnění dochází k řadě změn (nejen) v půdním prostředí, přičemž jednou z těch, která je ovlivněna bezprostředně po aplikaci meliorantu, je změna v charakteristikách biologické aktivity půdy – v této studii je šetřena jedna z nich, a to respirace půdy.

Z pohledu vlivu vápnění na stav lesních půd existují studie dokládající jak pozitivní, tak negativní účinky tohoto typu meliorace. Löfgren et al. (2009) či Hindar et al. (2003) zjistili příznivé zvýšení hodnot bazické saturace a půdní reakce. Snížení rozpustnosti sloučenin hliníku a manganu, které jsou ve volné formě v kyselých půdách fytotoxické, dokládá Drabek et al. (2005) či Collignon et al. (2012). Naopak největším rizikem

spojeným s vápněním je úbytek zásoby půdní organické hmoty v důsledku zrychlené mineralizace nadložního humusu (Hruška a Cienciala 2002), z čehož vyplývají další negativní důsledky vápnění. Konkrétně se jedná např. o jeho negativní vliv na dynamiku půdního dusíku (Novák 2000), mobilizaci a vyplavování živin a minerálních látek (Formánek a Vranová 2003), ztrátu retenční schopnosti půdy a následnou destabilizaci vodního režimu (Hruška a Cienciala 2002). Samec (2014) uvádí, že nadměrná mineralizace organické hmoty může být příčinou degradace půdy, kterou provází významná ztráta biodiverzity a jejíž přesah se může týkat celých krajinných komplexů. Dále jsou prokázány zvýšené antagonistické účinky bazí, které mohou blokovat příjem draslíku (případně i bóru) vegetací (Matzner 1985; Lehto et al. 2010). Šrámek et al. (2014) upozorňuje na redistribuci kořenového systému lesního porostu do svrchních částí půdního tělesa (a tedy zvýšené riziko vývrátů či poškození vegetace suchem). Hynek (2001) zmiňuje skutečnost, že samotná změna chemismu po melioraci je mnohonásobně rychlejší než v případě předcházející acidifikace. Fiedler (1986) dokonce uvádí, že dopady vápnění jsou tak významné, že může docházet ke snižování stability ošetřených porostů. Vliv vápnění na lesní ekosystémy byl však v minulosti zřídka studován komplexně (Paradelo et al. 2015; Binkley a Högborg 2016) a stále převládá názorová rozdílnost na tento typ meliorace.

Jedním z nástrojů pro hodnocení rychlosti mineralizace půdní organické hmoty je měření respirační aktivity půdy. Po vápnění je respirace půdy zpravidla zintenzivněna, což dokládá řada autorů (např. Andersson et al. 1994; McKie et al. 2006; Samec et al. 2008). Stanovení respirace půdy je založeno buď na laboratorním stanovení produkce CO₂ po inkubaci vzorků, anebo terénním měření uvolněného CO₂ z půdního povrchu, na což se zaměřuje tento příspěvek.

Hlavním cílem této studie je stanovení respirace půdy (vyjádřené jako normalizovaný tok CO₂ z půdy na teplotu 10 °C – R₁₀) ve smrkovém porostu po vápnění různými dávkami vápnitého dolomitu (0; 2; 3; 4; 6; 9; 26 t.ha⁻¹). Její stanovení probíhalo vždy jednou měsíčně v průběhu 4letého období. Souběžně s měřením respirace půdy byla stanovena teplota a vlhkost půdy, jakožto dva významné faktory prostředí mající vliv na výslednou respiraci půdy. Tyto terénní charakteristiky byly doplněny o standardně stanovovanou půdní vlastnost, která bývá ve vztahu k vápnění zjišťována – půdní reakci, zjišťovanou pro každou ze šetřených sezón. Výsledky tohoto experimentu poskytují základní informace o účincích vápnění na respirační aktivitu půdy, což je jedním z hlavních parametrů hodnocení míry mineralizace půdní organické hmoty a tedy náchylnosti půdy k rizikovému snižování zásoby organického materiálu.

2 Materiál a metody

Pro založení experimentálních ploch bylo vybráno území ekosystémové stanice Rájec-Němčice (49°26'32" N, 16°41'52" E; nadmořská výška 623 m), nacházející se v přírodní lesní oblasti 30 (Drahanská vrchovina) na horní hranici 4. lesního vegetačního stupně. Plochy byly založeny v porostu smrkové monokultury v mýtním věku s vyrovnanou pokryvností 70–75 %. Z typologického hlediska je na daném území zastoupen lesní typ 4S1; z geobiocenologického hlediska skupina typů geobiocénů 4AB3. Klimaticky území náleží do mírně teplé (průměrná teplota vzduchu 8,15 °C) a mírně vlhké oblasti

(průměrný roční úhrn srážek 631 mm). Geologické podloží tvoří kyselý biotitický granodiorit brněnského masivu. Půdním typem je kambizem modální oligotrofní s humusovou formou morový moder o celkové mocnosti 7 cm (opad L 0–2,5 cm; drť F 2,5–3 cm; měl H 3–7 cm). Organominerální horizont Ah má mocnost 2 cm. Organické i organominerální horizonty jsou charakteristické extrémně kyselou půdní reakcí. Další půdní vlastnosti H a Ah horizontu jsou uvedeny v tab. 1.

Zájmové území bylo rozčleněno na 7 na sebe navazujících experimentálních ploch (každá o výměře 20×5 m), které byly vzájemně odizolovány PVC folií do hloubky 50 cm za účelem zamezení vzájemné kontaminace různých dávek meliorantu. Jednotlivé plochy byly v listopadu 2015 povápněny různými dávkami jemně mletého vápenného dolomitu (0; 2; 3; 4; 6; 9 a 26 t.ha⁻¹). Dané dávky byly zvoleny z vícera důvodů – aplikační množství 3 t.ha⁻¹ odpovídá dávce běžně používané v lesním provozu (Šrámek et al. 2014), dávky 2, 4 a 6 t.ha⁻¹ byly zvoleny s cílem charakterizovat vliv dávek blízkých 3 t.ha⁻¹ a nejvyšší dávky 9 a 26 t.ha⁻¹ byly použity v souvislosti s již existující studií z dřívějších dob a rovněž z důvodu samotného zjištění vlivu extrémních dávek vápenného dolomitu na vybrané půdní vlastnosti. Volba druhu meliorantu (jemně mletý vápenný dolomit) vychází z metodických pokynů pro provozní vápnění (cf. Šrámek et al. 2014).

Měření respirace (následně vyjádřené jako normalizovaný tok CO₂ z půdy – R₁₀), teploty a vlhkosti půdy probíhalo v sezónách 2016 až 2019, vždy jedenkrát měsíčně v průběhu vegetační doby. Každá varianta vápnění byla šetřena v 7 opakováních (tzn. celkem 49 pozic měření). Měření toku CO₂ probíhalo pomocí přenosného automatického jednokomorového systému LI-COR LI-800A (Li-Cor, Lincoln, NE, USA) s komorou o průměru 20 cm. Vlastní stanovení probíhalo po nasazení komory na předem nainstalované PVC kroužky, které byly na ploše osazeny po celou dobu trvání experimentu (4 roky). Hodnoty výsledného toku CO₂ z půdy byly normalizovány na jednotnou teplotu 10 °C a vyjádřeny jako parametr R₁₀. Měřicí systém je blíže popsán v publikaci Dařenová et al. (2016). Teplota půdy byla stanovena v hloubce 1,5 cm (TPD32 penetrate thermometer, Omega, Stamford, CT, USA) a půdní vlhkost v hloubce 6 cm (ThetaProbe ML2x, Delta-T Devices, Cambridge, UK).

Tab. 1 Vybrané půdní vlastnosti popisující výchozí stav lokality před vápněním – listopad 2015: pH/H₂O – půdní reakce aktivní; pH/KCl – půdní reakce potenciální výměnná; C_{org} – obsah organického uhlíku (%); C_{mic} – obsah mikrobiálního uhlíku (μg/g C); KVK – kationtová výměnná kapacita (mmol*/kg); BS – bazická saturace (%); C/N – poměr uhlíku a dusíku (počet opakování pro H horizont = 13, pro Ah horizont = 9).

Horizont	Kvantil	pH/H ₂ O	pH/KCl	C _{org}	C _{mic}	CEC	BS	C/N
H	\bar{x}	3,41	2,81	32,24	1261,94	364,26	17,67	23,46
	SD	0,12	0,15	2,75	131,84	25,21	3,11	2,06
Ah	\bar{x}	3,42	2,61	9,77	282,22	346,13	8,26	31,73
	SD	0,04	0,06	0,90	68,64	8,94	1,13	2,99

V listopadu v každé šetřené sezóně byly odebrány směsné půdní vzorky z humusového (H) a organominerálního horizontu (Ah), vždy v počtu 3 opakování/variantu. Tyto půdní vzorky byly následně laboratorně zpracovány. Pro účely této studie bylo provedeno stanovení půdní reakce dle ISO/DIS 10390 (1992), a to ve dvou formách – jako půdní reakce aktivní (pH/H₂O) a potenciální výměnná (pH/KCl).

V případě stanovení pH v H horizontu byl půdní vzorek smíchán s příslušnou reagentií (destilovanou vodou, případně 0,2M KCl) v poměru 1:5, v Ah horizontu v poměru 1:2,5. Stanovení hodnot pH bylo provedeno prostřednictvím skleněné elektrody WTW SenTix 81 s kapalným elektrolytem a teplotním čidlem. Výsledné hodnoty byly vyhodnoceny dle Rejška (1999).

Data byla zpracována prostřednictvím softwarových nástrojů Microsoft Excel 2016 a STATISTICA 12. Za účelem zjištění vzájemného vztahu mezi hodnotami R_{10} a faktory prostředí (teplotou a vlhkostí půdy) a studium těsnosti této závislosti bylo využito korelační analýzy – Pearsonova korelačního koeficientu (R), který byl porovnáván s kritickou hodnotou (KH) při hladině významnosti ($\alpha = 0,05$). KH byla získána ze statistických tabulek (Zaiontz 2020). Výsledné hodnoty parametru R_{10} pro každou sledovanou sezónu byly zpracovány pomocí nástroje ANOVA při opakovaných měřeních, přičemž počet závislých proměnných se odvíjel od počtu měsíců v daném roce, pro něž byly hodnoty R_{10} zjišťovány. Nezávislou kategoričnou proměnnou (faktorem) byly jednotlivé dávky vápnitého dolomitu. Hodnocen byl a) vliv dávky vápnitého dolomitu; b) vliv časového průběhu (který současně reflektuje podmínky vnějšího prostředí v daném měsíci); c) vliv interakce těchto dvou faktorů (aplikačních dávek a času) ve vztahu k hodnotám R_{10} .

3 Výsledky

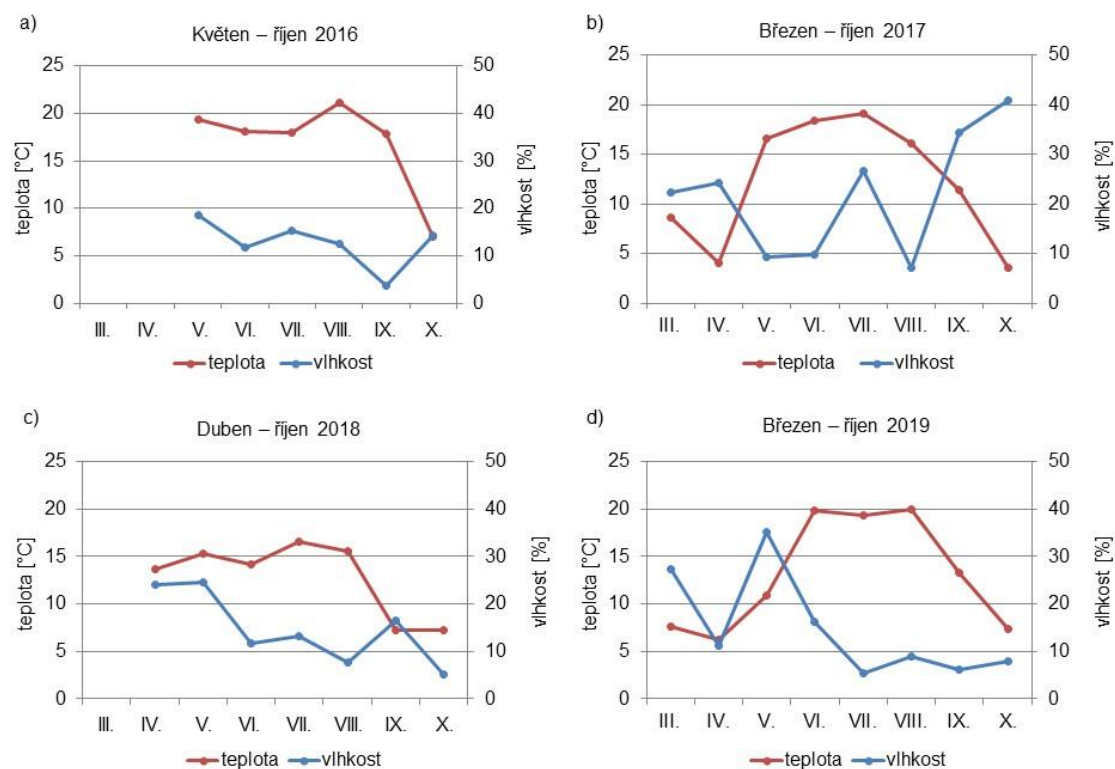
Respirace půdy měřená *in situ* je úzce závislá na podmínkách vnějšího prostředí, které nejsou neměnné. Různorodost vývoje teploty a vlhkosti půdy v rámci jednotlivých let je znázorněna na obr. 1. Ve vztahu k hodnotám R_{10} je důležité zdůraznit extrémy, které respiraci limitovaly, a to období sucha (např. září 2016, srpen 2017, druhá polovina sledovaného období 2019), případně období nízkých teplot (např. říjen 2016, duben 2017).

Z celkového pohledu došlo po vápnění ke zvýšení hodnot normalizovaného toku CO_2 z půdy (parametru R_{10}) (tab. 2), nicméně naměřené hodnoty R_{10} pro jednotlivé varianty vápnění měly zároveň vývojovou tendenci v průběhu jednotlivých měsíců velmi podobnou, tzn. zdánlivě nezávislou na dávce dolomitu. Důvodem je skutečnost, že výsledné hodnoty parametru R_{10} jsou kromě vápnění ovlivněny synergickým působením teploty a vlhkosti půdy v jednotlivých měsících v rámci sledovaných sezón. Parametr R_{10} silně koreluje s vnějšími podmínkami prostředí (vlhkostí a teplotou půdy) (obr. 2–3). Korelační koeficient kvantifikující závislost mezi parametrem R_{10} a vlhkostí půdy nabýval kladných hodnot pro roky 2016, 2017 a 2018. Nejsilnější kladná korelace mezi danými veličinami byla v roce 2017 (obr. 2b). Pro tyto sezóny platí, že se zvyšováním vlhkosti půdy dochází ke zvyšování parametru R_{10} . V roce 2019 je vztah mezi oběma veličinami záporný a se zvyšující se vlhkostí půdy dochází k poklesu hodnot R_{10} (obr. 2d). Tato skutečnost je ale s největší pravděpodobností ovlivněna právě synergickým působením vlhkosti a teploty půdy, přičemž v daném případě měly na výsledné hodnoty R_{10} stěžejní vliv hlavně nízké teploty v prvních třech sledovaných měsících (obr. 1d a 3d) a naopak vlhkost půdy se stala méně významným faktorem. Konkrétně se tato situace vyskytuje v měsíci květnu, kdy na jednu stranu vlhkost půdy dosahovala nejvyšších hodnot, na druhou stranu ale byla respirační aktivita půdy limitována nízkou teplotou.

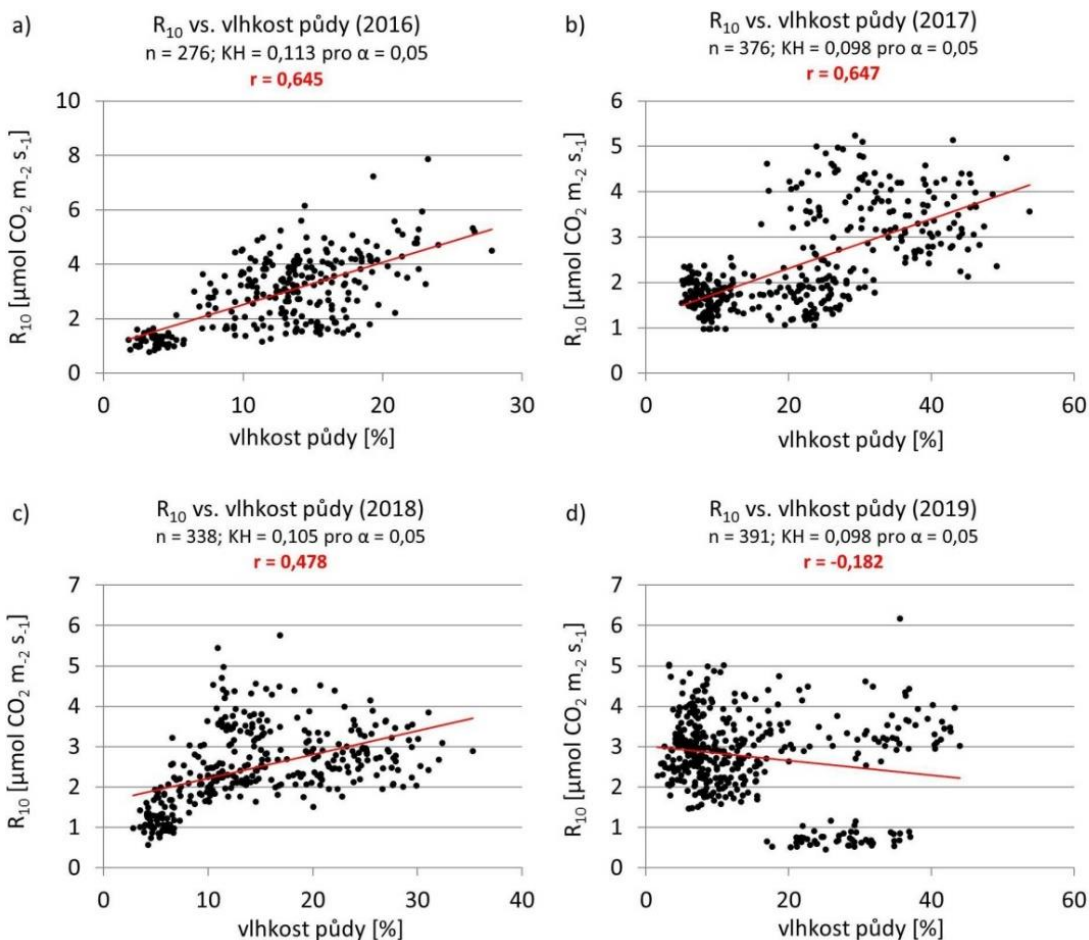
V dalších měsících (v druhé polovině sledované sezóny 2019) byl parametr R_{10} ovlivňován dlouhým suchým obdobím, které přetrvávalo až do konce sledované sezóny.

Kladná korelace převažuje i mezi hodnotami R_{10} a teplotou půdy (vyjma roku 2017), což se projevuje nárůstem hodnot R_{10} se zvyšující se teplotou půdy. Nejsilnější korelace byla zjištěna v roce 2019 (obr. 3d) – teplota měla na respiraci půdy v této sezóně výraznější vliv v porovnání s vlhkostí půdy (obr. 2d).

Nejvyšší hodnoty respirační aktivity po vápnění za celou dobu trvání experimentu byly zjištěny hned v první šetřené sezóně (2016), a to v měsíci květnu v případě dávky 26 t.ha⁻¹ (vůči kontrolní nevápněné variantě byly zvýšeny dokonce až o 97 % (tab. 2). V dalších sezónách již docházelo k postupnému snižování rozdílů mezi hodnotami R_{10} v souvislosti s intenzitou vápnění s tím, že hodnoty respirace v rámci jednotlivých variant vápnění nebyly úměrné aplikačním dávkám (tab. 2). Všeobecně platí, že s postupem času je efekt vápnění snižován, a to i u nejintenzivněji vápněné půdy, což je sledováno již od léta 2016.



Obr. 1. Průměrná teplota a vlhkost půdy v průběhu měření respirace za období a) květen-říjen 2016; b) březen-říjen 2017; c) duben-říjen 2018; d) březen-říjen 2019.



Obr. 2. Korelační analýza parametru R_{10} a vlhkosti půdy pro jednotlivé sledované sezóny. n – počet proměnných; KH – kritická hodnota; α – hladina významnosti; r – korelační koeficient.

ANOVA při opakovaných měřeních prokázala ve většině případů statisticky významné rozdíly mezi hodnotami R_{10} v závislosti na dávkách dolomitu, časovém průběhu i ve vztahu k interakci faktoru dávek vápnitého dolomitu a času (obr. 4). Největší efekt vápnění byl jednoznačně v první šetřené sezóně (obr. 4a). Naopak v druhé sezóně (2017) vliv vápnění na hodnoty R_{10} prokázán nebyl (obr. 4b). Velmi významně ($p < 0,0001$) se jeví faktor času (průběh každé sezóny) – skutečnost, jak jsou hodnoty R_{10} ovlivňovány během jednotlivých měsíců, je v těsné souvislosti s faktory vnějšího prostředí (obr. 1–3).

Z hlediska vlivu vápnění na hodnoty půdní reakce, jakožto přidružené půdní vlastnosti, která bývá ve vztahu k chemické melioraci hodnocena a která úzce souvisí s biologickou (respirační) aktivitou půdy, lze konstatovat, že i po výraznějším zásahu do úpravy chemismu formou aplikace až 26 t.ha^{-1} , půdu stále charakterizuje různý stupeň acidity. Výsledné hodnoty pH po vápnění v rámci celé 4leté série měření jsou hodnoceny jako silně až extrémně kyselé (výjimku tvoří pouze hodnoty $\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$ v H horizontu v poslední sledované sezóně, kdy lze půdní reakci vyhodnotit jako středně kyselou).

Různé dávky vápnitého dolomitu měly rozdílný dopad na hodnoty pH v H a Ah horizontu, přičemž pH bylo všeobecně kyselejší v Ah horizontu a naopak zvýšení hodnot pH nastalo v H horizontu. S postupem času byly rozdíly mezi variantami vápnění výraznější, avšak pouze v H horizontu.

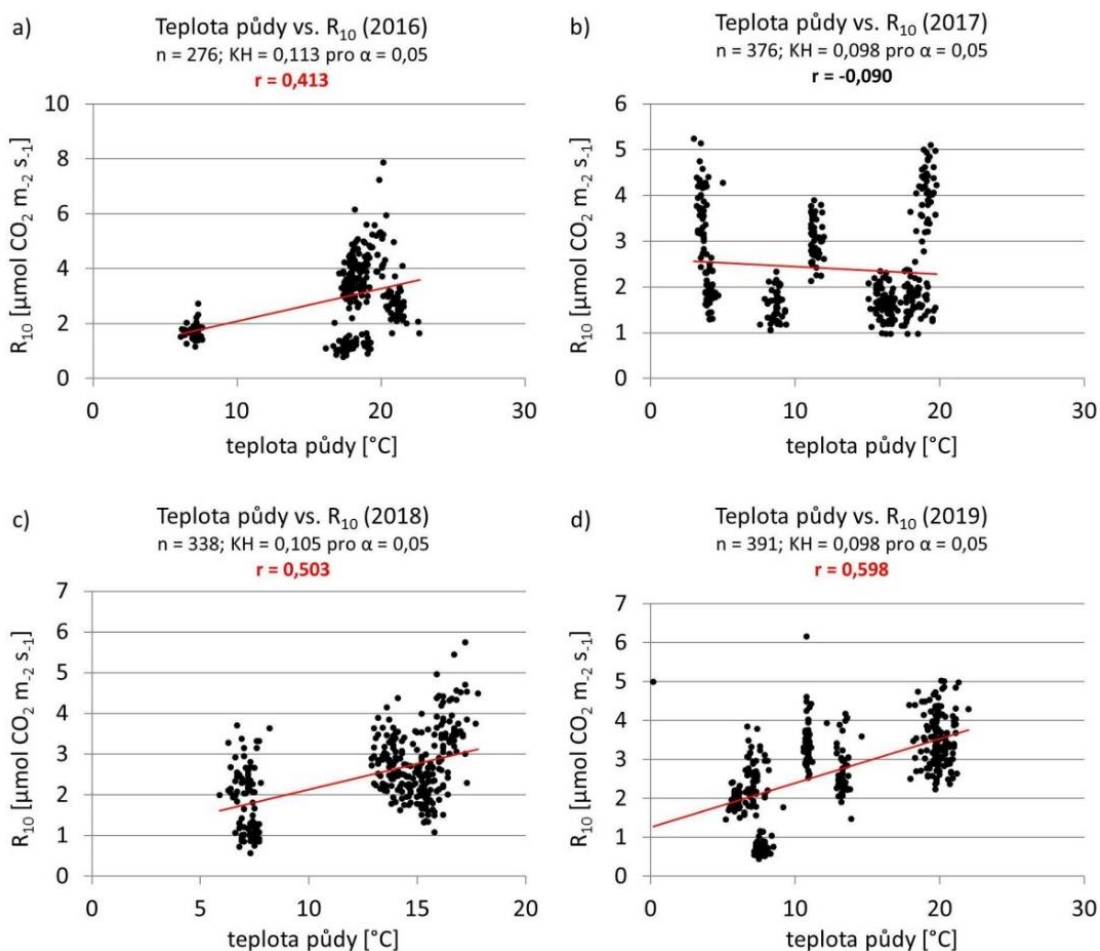
Tab. 2. Procentuální vyjádření (nárůst/pokles) parametru R_{10} v porovnání s nevápněnou kontrolní variantou v rámci jednotlivých sezón. Měsíce, pro které nebyly hodnoty R_{10} v daných sezónách zjišťovány, jsou označeny symbolem „–“.

t.ha ⁻¹ rok ⁻¹	Březen	Duben	Květen	Červen	Červenec	Srpen	Září	Říjen
0	100	100	100	100	100	100	100	100
2/2016	–	–	131	117	104	103	97	109
2/2017	111	104	116	112	105	106	103	91
2/2018	–	104	112	114	118	106	129	104
2/2019	136	108	119	123	125	120	117	121
3/2016	–	–	138	112	110	114	110	120
3/2017	112	118	127	131	119	116	109	109
3/2018	–	110	115	132	121	141	137	118
3/2019	123	109	112	124	114	118	106	113
4/2016	–	–	128	118	106	86	98	106
4/2017	105	111	118	137	109	106	106	88
4/2018	–	110	115	132	121	141	137	118
4/2019	117	110	118	119	103	111	114	122
6/2016	–	–	145	117	103	103	105	115
6/2017	119	113	118	124	112	107	101	97
6/2018	–	90	94	94	103	89	106	110
6/2019	97	105	105	97	89	98	92	98
9/2016	–	–	148	130	118	108	119	125
9/2017	120	110	124	122	114	103	106	105
9/2018	–	124	131	119	130	138	127	113
9/2019	126	120	130	125	119	118	110	119
26/2016	–	–	197	133	129	135	109	117
26/2017	131	121	150	151	119	101	98	84
26/2018	–	115	126	123	131	120	151	109
26/2019	119	123	118	124	124	121	127	125

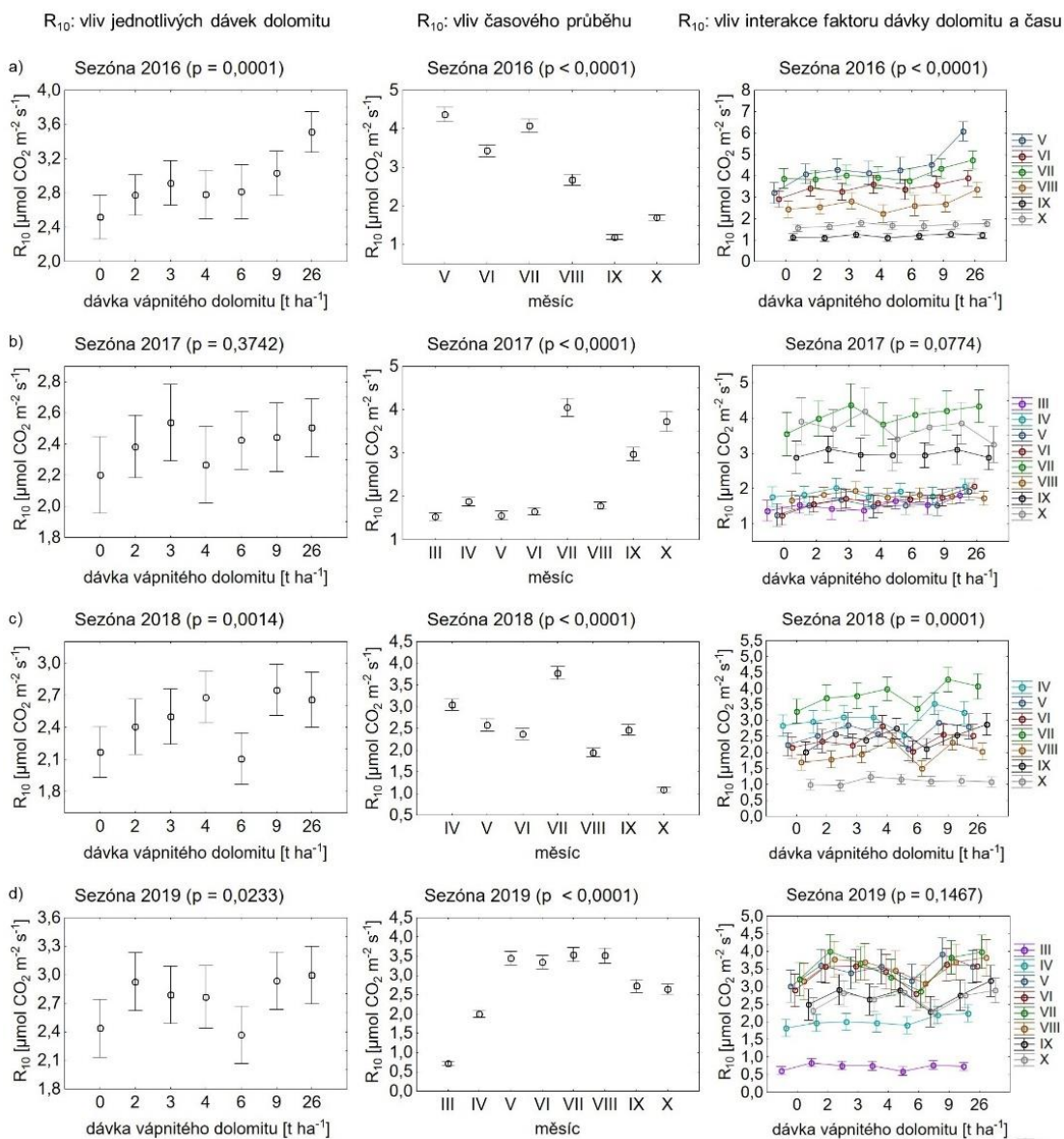
4 Diskuse

Respirace půdy (R_{10}) byla v důsledku aplikace jednotlivých dávek vápnitého meliorantu ve většině případů zvýšena, což odpovídá základním předpokladům zjištěným z odborné literatury (obdobné zvýšení respirační aktivity zjistili např. autoři Badalucco et al. 1992, Andersson et al. 1994; Nillson et al. 2001; McKie et al. 2006). Z výsledků však vyplývá, že míra respirace půdy, která byla měřena přímo v terénních podmínkách, úzce závisí na vnějších podmínkách prostředí. Interakci aktivity půdních mikroorganismů s fyzikálním prostředím daného stanoviště popisují autoři Cook a Orchard (2008), přičemž hlavními faktory, které mají na výsledné hodnoty respirace půdy vliv, jsou teplota a vlhkost půdy (Davidson et al. 1998; Saiz et al. 2006). Tyto faktory jsou významných zdrojem variability v produkci půdního CO_2 , což dokládají jak denní,

tak i sezónní výkyvy v průběhu roku (Brumme a Beese 1992; Dařenova et al. 2016). Sezónní výkyvy lze sledovat i v případě této studie, kdy je kromě nízkých teplot v podzimních měsících velmi významným limitujícím faktorem nízká vlhkost půdy, jak obdobně uvádí také Yuste et al. (2003). Ačkoli byla respirace normalizována pro teplotu 10 °C, R_{10} stále vykazovala závislost na teplotě, což mohlo být způsobené i dalšími faktory, které měly podobný sezónní průběh jako teplota (např. růst kořenů, asimilace). Faktory prostředí tedy mohou v průběhu času modifikovat reakci respirace půdy na vápnění. Současné však tento způsob měření v přirozených podmínkách daného ekosystému umožňuje sledovat dynamiku respirační aktivity půdy v průběhu celé (případně vegetační) sezóny.



Obr. 3. Korelační analýza parametru R_{10} a teploty půdy pro jednotlivé sledované sezóny: n – počet proměnných; KH – kritická hodnota; α – hladina významnosti; r – korelační koeficient.



Obr. 4. Respirace půdy (R_{10}) v průběhu 4 let po vápnění různými dávkami vápnitého dolomitu – šetřené sezony: a) 2016; b) 2017; c) 2018; d) 2019. Grafy zobrazují výsledky analýzy rozptylu při opakovaných měřeních, a to pro rozdíly respirace půdy v závislosti na dávce dolomitu (levý sloupec grafů); časovém průběhu (střední sloupec grafů) a vlivu interakce těchto dvou faktorů (pravý sloupec grafů). Svorčky znázorňují 95% interval spolehlivosti; $\alpha = 0,05$.

Významným činitelem, který v nemalé míře ovlivňuje hodnoty R_{10} , stanovené v terénních podmínkách, je respirační aktivita kořenového systému rostlin. Pro srovnání ve své studii v bukovém porostu přikládá Brumme (1995) až 40 % podíl respiraci kořenů z celkové respirační aktivity. Bowden et al. (1993) uvádějí, že

v některých ekosystémech lze až 2/3 respirace půdy připsat kořenové aktivitě. Comstedt et al. (2011) ve své studii zjistili, že respirace rhizosféry přispěla k asi 50 % celkového toku CO₂ z půdy v dospělém smrkovém porostu. V naší studii nebyla respirace kořenů od respirace půdních mikrobiálních společenstev (bazální respirace) měřena odděleně, nicméně za účelem zjištění respirace půdy bez vlivu kořenového systému rostlin byla ke konci první a druhé sledované sezóny jednorázově stanovena bazální respirace v laboratorních podmínkách. Výsledky byly ve srovnání s terénním měřením překvapivé, zejména v prvním roce po vápnění – bazální respirace vzrostla úměrně dávkám dolomitu kromě varianty 26 t.ha⁻¹, kdy došlo k jejímu velmi výraznému poklesu (až o 34 %) ve srovnání s nevápněnou půdou (pravděpodobně v důsledku metabolického vyčerpání půdy), zatímco druhá nejintenzivněji vápněná varianta (9 t ha⁻¹) dosahovala maxima (oproti kontrole byly hodnoty respirace vyšší o 45 %). Blíže je tato problematika popsána v publikacích Rosíková et al. (2017, 2019). Z uvedeného vyplývá, že faktory prostředí mohou mít zásadní vliv na respiraci půdy měřenou v terénních podmínkách.

Všeobecně se uvádí (a obdobně tomu bylo i v naší studii), že reakce mikrobiálního společenstva na přidaný meliorant je největší v počátečním období po vápnění (Neale et al. 1997). Počáteční vyšší míra uvolňování CO₂ z půdního povrchu však může být způsobena na jedné straně zvýšenou respirací mikrobiální složky půdy, na straně druhé chemickou reakcí meliorantu s půdou (Biasi et al. 2008). Za účelem zjištění, zda může CO₂ uvolňovaný z povrchu půdy pocházet z rozkladu vápnatého dolomitu bylo provedeno laboratorní stanovení obsahu karbonátů, které toto tvrzení vyvrátilo a naopak tedy potvrdilo, že měřený tok CO₂ z půdy byl produkován živými organismy. S postupem času byl efekt vápnění menší ve srovnání s první sezónou po vápnění (viz tab. 2). Existují studie, kdy bylo zvýšení mikrobiální aktivity v důsledku vápnění pozorováno několik let po aplikaci – např. Brumme a Beese (1992) uvádějí, že emise CO₂ z půdy bukového porostu po uplynutí 6 let od aplikace dolomitického vápence v dávce 30 t.ha⁻¹ vykazovaly zvýšení o 31 % v porovnání s nevápněnou půdou. V našem případě byly hodnoty R₁₀ 4 roky po vápnění u nejintenzivněji vápněné varianty (26 t ha⁻¹) ve srovnání s kontrolou zvýšeny o 23 %. Lunström et al. (2003) uvádějí nárůst respirace půdy po uplynutí 14 let od vápnění smrkových porostů v dávce 8,75 t.ha⁻¹ o 35 % vůči kontrole. V případě naší studie bylo u varianty 9 t.ha⁻¹ zvýšení vyšší než 35 % zjištěno za celé sledované období pouze 2×, a to v první (květen 2016) a třetí sezóně (srpen 2018).

Nedílnou součástí každé studie týkající se vápnění je šetření půdní reakce po této chemické melioraci. Borůvka et al. (2005) či Lomský et al. (2012) dokládají snížení kyselosti svrchních půdních vrstev dokonce i v období 10 a více let po vápnění. McKie et al. (2006) upozorňují na možná rizika spjatá s nevhodně vysokými dávkami vápence a následnými velmi výraznými změnami půdní reakce v humusové vrstvě. Naopak krátkodobst účinku úpravy půdní reakce dokladují Vavříček a Kučera (2016), kdy při aplikační dávce 26 t.ha⁻¹ došlo po uplynutí 15 let od vápnění k minimálnímu ovlivnění pH. Nižší hodnoty pH v minerální půdě zjistili po uplynutí 4 let od vápnění v dávce 3,25 t.ha⁻¹ Lundström et al. (2003). V naší studii byly změny půdní reakce po vápnění v první sezóně nepatrné, s postupem času se zvyšovaly, avšak pouze v H horizontu. I tak se ale půdní reakce pohybovala v rozmezí různých úrovní acidity (převážně bylo pH hodnoceno jako silně až extrémně kyselé). To nasvědčuje velmi silné pufrací schopnosti půdy, která působí jak proti kyselým vstupům např. v případě acidifikace

lesních půd, tak i proti přísunu bazických kationtů v důsledku vápnění. Hlavní složkou půdy, která se na pufraci z velké části podílí, je půdní organická hmota (Magdoff a Bartlett 1984), která v případě našeho experimentu fungovala jako enormní pufrovací nárazník, zabraňující nárůstu hodnot půdní reakce po vápnění.

Ačkoliv půdní reakce nebyla vápněním ovlivněna v zásadní míře, je zřejmý vliv tohoto typu chemické meliorace na respirační aktivitu a tím pádem i na mineralizaci organických horizontů. Toto hledisko (tzn. vápnění jako nepřímý typ chemické meliorace) je současným lesnictvím všeobecně podporované a jako primární cíl vápnění bývá uváděna obnova kvality půdního prostředí (Šrámek et al. 2014). Avšak zrychlená mineralizace organické hmoty představuje nejzávažnější riziko s vápněním spjaté (Bauhus et al. 2004, Huber et al. 2006) a její dopady v podobě ztráty zásoby organického materiálu s sebou nesou řadu dalších negativních následků. Teprve obnovou zásoby humusu je možné pro daný lesní ekosystém zajistit optimální zásobu živin, retenční schopnost půdy, prostředí pro biologické procesy aj. (Samec et al. 2008).

5 Závěr

Vápnění významně zvýšilo respiraci půdy měřenou *in situ*, a to zejména během první sezóny po aplikaci meliorantu (nejvíce u varianty 26 t.ha⁻¹, kdy došlo ke zvýšení až o 97 % v porovnání s nevápněnou kontrolní variantou). Nárůst respirace však nebyl úměrný jednotlivým dávkám meliorantu. V dalších letech se efekt vápnění snižoval. Reakce respirace na různou intenzitu vápnění byl navíc modifikován či limitován faktory vnějšího prostředí, jako je například nízká teplota či nízká vlhkost půdy, kdy se vliv jednotlivých dávek meliorantu jevil jako nevýznamný.

Vápnění nezpůsobilo výrazné změny půdní reakce, a to ani po aplikaci extrémní dávky meliorantu (26 t.ha⁻¹). S postupem času se však v závislosti na intenzitě vápnění hodnoty pH zvyšovaly. I přesto ale byla půdní reakce klasifikována jako silně až extrémně kyselá. Počáteční nepatrná reakce pH na aplikaci dolomitu byla přisuzovaná vysoké pufraci schopnosti půdní organické hmoty, která prostřednictvím tlumivých systémů zabránila výrazným změnám pH po vápnění.

Vliv aplikace různých dávek vápnitého dolomitu na respiraci půdy byl v průběhu 4letého terénního šetření prokázán a vápnění tak významně zintenzivnilo mikrobiální aktivitu půdy, což v konečném důsledku může vyústit v iniciaci procesu zrychlené mineralizaci půdní organické hmoty. Proto je nezbytné, aby každý zásah do lesního ekosystému byl stanovištně specifický a spíše než krátkodobá úprava chemismu půdy je třeba volit komplexního řešení v kombinaci s úpravou dřevinné skladby a se zajištěním trvalé stability lesních porostů.

Summary

Liming significantly increased soil respiration measured *in situ*, especially during the first season after the ameliorant application (most in the 26 t.ha⁻¹ dosage when soil respiration increased by 97% compared to the control). Nevertheless, soil respiration did not increase in the direct proportion to the liming intensity. In the following years the effect of liming was gradually vanishing. The response of soil respiration to the different liming intensity was modified or limited by the environmental factors, such as low

temperature or low soil moisture, when the effect of the individual ameliorant dosages appeared to be insignificant.

Liming did not result in substantial changes in the soil reaction, not even after the application of the extreme ameliorant dosage of 26 t.ha⁻¹. Although the pH increased with respect to the liming intensity over time, the soil reaction was still classified as strongly to extremely acidic. The initial negligible pH response to liming may be attributed to the high buffer capacity of soil organic matter.

We confirmed that liming increased soil respiration and the soil microbial activity, which can result in the acceleration of mineralization of soil organic matter and its losses. Therefore, any intervention to forest ecosystem should be site specific and rather than short-term adjustment of soil chemistry complex solution ought to be considered in the combination with adjustment of the tree species composition and with the aim to reach permanent stability of forest ecosystems.

Poděkování: Studie byla podpořena z fondu specifického vysokoškolského výzkumu LDF Mendelovy univerzity v Brně, projekt č. LDF_VP_2017026. Příspěvní Evy Dařenové bylo podpořeno MŠMT ČR v rámci programu CzeCOS (LM2015061).

Použitá literatura

- Andersson S., Valeur I., Nilsson I. 1994. Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a haplic podsol. *Environment International* 20: 81–88.
- Badalucco L., Grego S., Dell'Orco S., Nannipieri P. 1992. Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). *Biology and Fertility of Soils* 14: 76–83.
- Bauhus J., Vor T., Bartsch N., Cowling A. 2004. The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 509–518.
- Biasi C., Lind S.E., Pekkarinen N.M., Huttunen J.T., Shurpali N.J., Hyvönen N.P., Repo M.E., Martikainen, P.J. 2008. Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2660–2669.
- Binkley D., Högborg P. 2016. Tamm Review: Revisiting the influence of nitrogen deposition on Swedish forests. *Forest Ecology and Management* 368: 222–239.
- Borůvka L., Mládková L., Drábek O., Vašát R. 2005. Factors of spatial distribution of forest floor properties in the Jizerské Mountains. *Plant and Soil Environment* 51: 447–455.
- Bowden R. D., Nadelhoffer K. J., Boone R., D., Melillo J. M., Garrison J. B. 1993. Contributions of aboveground litter, belowground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1402–1407.
- Brumme R. 1995. Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient. *Plant and Soil* 168: 593–600.
- Brumme R., Beese F. 1992. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 97: 12851–12858.
- Collignon C., Boudot J.P., Turplault M.P. 2012. Time change of aluminium toxicity in the acid bulk soil and the rhizosphere in Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. *Plant and Soil* 357: 259–274.
- Comstedt D., Bostrom B., Ekblad A. 2011. Autotrophic and heterotrophic soil respiration in a Norway spruce forest: estimating the root decomposition and soil moisture effects in a trenching experiment. *Biogeochemistry* 104: 121–132.

- Cook F.J., Orchard V.A. 2008. Relationships between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 1013–1018.
- Dařenova E., Cater M., Pavelka M. 2016. Different harvest intensity and soil CO₂ efflux in sessile oak coppice forests. *iForest: Biogeosciences and Forestry* 9: 546–552.
- Davidson E.A., Belk E., Boone R.D. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4: 217–227.
- Drabek O., Mladkova L., Boruvka L., Szakova J., Nikodem A., Nemecek K. 2005. Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry* 99: 1788–1795.
- Fiedler H.J. 1986. Forstdüngung gegen negative Immissionswirkungen im Mittelgebirgsraum. *Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch*, Berlin, 26: 117–131.
- Formánek P., Vranová V. 2003. A contribution to the effect of liming on forest soil: review of literature. *Journal of Forest Science* 49: 182–190.
- Hindar A., Wright R.F., Nilsen P., Larssen T., Høgberget R. 2003. Effects on stream water chemistry and forest vitality after whole-catchment application of dolomite to a forest ecosystem in southern Norway. *Forest Ecology and Management* 180: 509–525.
- Hruška J., Cienciala E. (eds.) 2002. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2. vydání. MŽP, Praha.
- Huber C., Baier R., Göttlein A., Weis W. 2006. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233: 11–20.
- Hynek V. 2001. Degradace lesních půd. *Lesnická práce* 80: 18–20.
- ISO/DIS-10390. 1992. Soil quality – determination of pH. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland: 112–114.
- Lehto T., Ruuhola T., Dell B. 2010. Boron in forest trees and forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 260: 2053–2069.
- Löfgren S., Cory N., Zetterberg Z., Larsson P.E., Kronnäs V. 2009. The long-term effects of catchment liming and reduced sulphur deposition on forest soils and runoff chemistry in southwest Sweden. *Forest Ecology and Management* 258: 567–578.
- Lomský B., Šrámek V., Novotný R. 2012. Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research* 131: 757–771.
- Lundström U. S., Bain D. C., Taylor A. F. S., van Hees P. A. W., Geibe C. E., Holmström S. J. M., Melkerud P. A., Finlay R., Jones D., L., Nyberg L., Gustafsson J. P., Riise G., Taustrand L. 2003. Effects of Acidification and its Mitigation with Lime and Wood Ash on Forest Soil Processes in Southern Sweden. A Joint Multidisciplinary Study. *Water, Air and Soil Pollution Focus* 3: 167–188.
- Magdoff F. R., Bartlett R. J. 1984. Soil pH buffering revisited. *Soil Science Society of America Journal* 49: 145–148.
- Matzner E. 1985. Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. *Allgemeine Forst Zeitung* 41: 1143–1147.
- McKie B.G., Petrin Z., Malmquist B. 2006. Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 43: 780–791.
- Neale S. P., Shah Z., Adams W. A. 1997. Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming. *Soil Biology & Biochemistry* 29: 1463–1474.

- Nilsson I., Andersson S., Valeur I., Persson T., Bergholm J., Wirén A. 2001. Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a Spodosol under Norway spruce (*Picea abies* [L./Karst.]). *Forest Ecology and Management* 146: 55–73.
- Novák F. 2000. Vliv vápnění na transformace dusíku v půdě horského smrkového lesa na Boubíně (Šumava). *Silva Gabreta* 5: 41–50.
- Paradelo R., Virto I., Cenu C. 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202: 98–107.
- Rejšek K. 1999. *Lesnická pedologie – cvičení (skriptum)*. MZLU v Brně.
- Rosíková J., Dařenová E., Kučera A., Volařík D., Vranová V. 2019. Effect of different dolomitic limestone dosages on soil respiration in a mid-altitudinal Norway spruce stand. *iForest: Biogeosciences and Forestry* 12: 357–365.
- Rosíková J., Vranová V., Kučera A. 2017. Influence of liming of forest soils evaluation through the soil CO₂ efflux monitoring under laboratory and field conditions. In: Martinek P., Prouza M., Čermáková V., Rozsypálek J., Kudláček T. (eds.), *SilvaNet – WoodNet 2017: Proceedings Abstracts of Student Scientific Conference*. Mendelova univerzita v Brně: 59–60.
- Saiz G., Green C., Butterbach-Bahl K., Kiese R., Avitabile V., Farrell E. P. 2006. Seasonal and spatial variability of soil respiration in four Sitka spruce stands. *Plant Soil* 287: 161–176.
- Samec P., Vavříček D., Macků J. 2008. Acidifikace versus pufrace lesních půd. *Lesnická práce* 4: 25–30.
- Samec P. 2014. *Proměny přírodního prostředí ve čtvrtohorách*. Mendelova univerzita v Brně.
- Šrámek V., Novotný R., Fiala P., Neudertová-Hellebrandová K., Reininger D., Samek T., Čihák T., Fadrhonsová V. 2014. *Vápnění lesů v České republice*. Ministerstvo zemědělství České republiky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., Praha.
- Vavříček D., Kučera A. 2016. Some risk arising from broadcast aerial liming of forest ecosystems not only in Carpathian area. In: Holušová K. (ed.), *Karpatské lesy. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem*: 32–46.
- Yuste J.C., Janssens I.A., Carrara A., Meiresonne L., Ceulemans R. 2003. Interactive effects of temperature and precipitation on soil respiration in a temperate maritime pine forest. *Tree Physiology* 23: 1263–1270.
- Zaiontz C. 2020. *Real Statistics Using Excel: Pearson's Correlation Table*. <https://i1.wp.com/www.real-statistics.com/wp-content/uploads/2015/03/pearsons-correlation-table.png> [cit. 13. 2. 2020].

Poznámky/notes

Poznámky/notes

Abstrakty

Abstracts

One Landscape with Two Soils, with Arable and the Others

Jedna krajina s dvojí půdou, s ornou a tou ostatní

Jaroslav Záhora

Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of AgriSciences, Mendel University in Brno, Zemědělská 1, CZ-613 00 Brno, Czech Republic

Humans have dramatically increased the impact of production-oriented agriculture on the landscape as a whole during past decades. Humankind has been even described as the 6th soil-forming factor and attractors of agrogenic soil degradation (Kuzyakov and Zamanian 2019). Both authors comprehensively characterized agricultural practices as a soil-degrading factor that, by converting natural forests and grasslands to arable lands, change the natural cycles of energy and matter and the soil development towards a quasi-steady state to optimize conditions for crop production. Some soil properties are especially sensitive to such practices and determine the other soil properties (bulk density, stability of macroaggregates, soil organic matter content, pH, microbial biomass and basal respiration). The additional threat to the soil quality poses global climate change or rather the ever-increasing synergistic effect of climate change and increased atmospheric nitrogen deposition.

The main changes in Czech agriculture coincide with social transformations after the Velvet Revolution in 1989. The quantitative parameters, namely production and yields, were then becoming the driving force in agriculture. Czech agriculture is tied up mainly by economic criteria to determine what will be cultivated irrespectively to the established agricultural practice; i.e. crop rotation and the use of organic fertilizers.

The conventionally intensively managed soil in the Czech Republic typically show a dense plow pan just below the depth of tillage, the absence of deep burrowing earthworms, and the degraded surface soil structure. This contrasts with the soil profile of a high-quality soil that has the granular surface structure, the absence of a plow pan, and continuous macropores created by decomposing roots and earthworms which go from the surface deep into the subsoil.

The lost natural soil structure in Czech arable soils represents paradoxically a trap for very slowly infiltrating rainwater and agrochemicals dissolved in it. It is the space between the surface soil crust cracked into protective "tiles", which prevent evaporation, and the compacted subsoil surface. The amount of water and pesticides is sufficient during average rainfall to cover the demands of the crops being grown. At the same time, the rainfall trap reduces the amount of water that percolates deeper into the soil and replenishes underground water supplies. The amount of water in the wells is being reduced. The water regime in the whole landscape is gradually being disturbed.

There is a growing number of unjustified views that this induced drought is responsible for the dieback of coniferous trees. But at this time merely little is known about the effects of the combination of drought and atmospheric deposition on the sensitivity and vitality of forests, about the high photosynthetic C cost of root exudation during prolonged drought in environment oversaturated with nitrogen from atmospheric deposition.

In the near future, it will be very difficult for the Czech Republic, which has had one of the highest temperature increases within the European Union countries in recent decades, to find a compromise solution consisting in promoting organic agriculture without inputs of synthetic nitrogen fertilizers. After all, about a half of the annual doses of synthetic N fertilizers escape into the atmosphere and return as atmospheric N deposition elsewhere. And, unlike arable land in agroecosystems, from which most of the entering nitrogen is taken away as harvested products, the atmospheric transfers and nitrogen inputs into coniferous stands are accumulated there in a long-term horizon. The way

to restore our coniferous forests could be found only in the possibility of targeted support for organic farming.

Keywords: *soil structure degradation, rainfall trap, arable soil, forest soil*

Acknowledgement: Supported by the SYM:BIO ATCZ234 (programme Interreg AT-CZ)

References

Kuzyakov Y., Zamanian K. 2019. Reviews and syntheses: Agropedogenesis – Humankind as the sixth soil-forming factor and attractors of agricultural soil degradation, *Biogeosciences* 16: 4783–4803.

Soil Survey as a Tool of Agricultural Soil Protection

Pedologický průzkum jako nástroj ochrany zemědělské půdy

Milan Sáňka

Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Centrum pro výzkum toxických látek v prostředí RECETOX, Kamenice 753, 625 00 Brno

After centuries of stable farming on agricultural land, there have been the fundamental alterations with the major negative impacts on the soil condition over the last 50–100 years. In recent decades, the negative effects have been exacerbated by agricultural subsidy systems. In this setting, the soil is not considered to be a natural resource, but a means of production. This creates the conditions for uncontrollable land devastation – agricultural corporations and externalities are the ones pocketing profits from agricultural production – environmental impacts are at the expense of society. For instance, of the total € 59 billion of EU subsidies per year, merely the amount of € 8 billion is intended for ecology and biodiversity support. One of the instruments for the better management of agricultural land is the implementation of paedological surveys. The basic standard paedological surveys in the Czech Republic are as follows:

- *Methodology of Soil Survey of Agricultural Land Intended for Lease Agreements,*
- *Methodology of Mapping and Updating of Certified Soil Ecological Units (Decree No. 227/2018 Coll.),*
- *Paedological Survey as an Appendix to the Application for Consent to the Withdrawal of Land from the Agricultural Land Fund (Act No. 334/1992 Coll., as amended).*

Woody Plants Sowing as an Alternative in the Greenery Establishment on Localities Exposed to Desertification

Výsev dřevin jako alternativa v zakládání zeleně na lokalitách ohrožených vysoušením

Petr Sedlák, Jan Deutscher

Paměť krajiny, s.r.o., Všetičkova 615/5, 602 00 Brno, Czech Republic

This research focused on new technique of woody plants establishment in landscape as one of the alternatives on the localities afflicted by unprecendent drought. Sowing comes from the most natural way of rising whatever plant, however it has not been used in the Czech Republic within landscape management. Planting of pre-grown seedlings with trunk diameter defined seems to be the preferred way nowadays. There is a big difference between such a planted seedlings and sowed plants, that are much more adapted to local conditions, they usually live longer in very good a vital state, are much resistant to diseases etc. On three localities, the vegetation features were established as the majority of plants were sowed in mixture of woody species, that are typical for Southern Moravia and are able to prosper in local warm and dry climatic conditions. In some places, also pre-planted seedlings were added to provide shade for the germinating seeds. In the first year almost the only vegetation sprung up were fields plants like lucerne or chamomile providing also something like shelter for the seeds. In the second year, the first seedlings appeared, represented by the species with massive seeds with a good supply of fats and starches, that are really favourable in such a conditions. On the contrary, the plants with fine and small seeds with a little amount of nutrients and protective seed coatings died. This applies also the pioneer species, that seems to make no sense to sow them on the exposed areas. The observing of seedlings prosperity will continue in next years hand in hand with climatic measurements and soil analyses.

Keywords: *extreme localities; greenery; sowing; woody plants*

Acknowledgement: This research was supported by Technology Agency of the Czech Republic, project no. TJ02000265.

Do Agroforestry Systems and Landscape Features of Non-Production Function Influence the Temperature Regime in the Landscape? Case Study Šardice (South Moravia, Czech Republic) – Preliminary Results

Ovlivňují agrolesnické systémy a neprodukční krajinné prvky teplotní režim v krajině? Případová studie Šardice (Jižní Morava, Česká republika) – předběžné výsledky

Jakub Houška¹, Jakub Červenka¹, Martina Kulihová², Roman Borovec¹, Ivana Kameníčková², Petr Marada³, Miroslav Dumbrovský², Jan Weger⁴

¹ Department of Landscape Ecology, The Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Lidická 25/27, CZ-602 00 Brno, Czech Republic, jakub.houska@vukoz.cz

² Institute of Landscape Water Management, Faculty of Civil Engineering, Brno University of Technology, Veveří 331/95 CZ-602 00 Brno, Czech Republic, dumbrovsky.m@fce.vutbr.cz

³ Department of Agricultural, Food and Environmental Engineering, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Czech Republic, petr.marada@mendelu.cz

⁴ Department of Phytoenergy, The Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Lidická 25/27, CZ-602 00 Brno, Czech Republic, jan.weger@vukoz.cz

This study aims to describe basic trends in temperature regimes in the degraded landscape of the Kyjovsko region (South Moravia, Czech Republic). This region mostly encompasses very fertile soils (Chernozems, with the very thick organic chernic horizon), which are however very frequently eroded (eroded Chernozems). This phenomenon is mainly due to merging of field blocks together during collectivization, which was the agricultural policy in the time period after the World War II. The resulting fields of as much as hundreds of hectares have remained until present days. Such landscape is (aside from erosion hazard) of the desertlike nature, especially in very hot and dry seasons, which happened during the previous two years. The non-productive landscape features and agroforestry systems have been established in the area to eliminate such negative effects.

To study the effectiveness of these measures, the two study plots were established at the two localities near the Šardice village and entitled after their owners/founders: The “Marada Plot” (12 ha) comprises non-production landscape features enhancing biodiversity and acting as a protection against erosion and a climate mitigation measure. The “Dumbrovsky Plot” (73 ha) consists of strips of woody vegetation (orchards) with agricultural intercrop (peas, lucerne), i.e. a productive system with presupposed important environmental benefits (agroforestry).

At each of the plots, sensors for temperature and soil moisture monitoring were installed (TMS, see: <https://tomst.com/web/en/systems/tms/>). The TMS sensors installed in the soil once and collected temperature three times (in the 20-cm depth, on the soil surface, and 10 cm above the soil surface). The measurement of soil moisture is based on electro-conductivity and gives a dimensionless number, which is a subject for calibration (Wild et al. 2019). At the “Marada Plot”, the TMS dataloggers were placed along the transect, from the conventional arable land (peas), through the “biobelt” (a belt of a mixture of various grass species), to the “biocentre” (non-productive grassland with woody or shrub vegetation). The fourth datalogger is situated at a hedgerow, right in the heart of “biocentre”. At the “Dumbrovsky Plot”, TMS dataloggers are set up at the similar pattern – arable field (peas) and

orchard (mostly plums)”. Together it comprises 6 sensors, collecting data every 15 minutes starting from 31st July 2019. In this study, the period of 2 months (VIII–IX) was analysed in more details.

Due to a limited number of thermometers, both areas were flown over by an unmanned aerial vehicle (UAV), “a drone” type Trinity F9, equipped with RGB and multispectral cameras on 4th September 2019. The spectral bands: red, green, blue, red-edge, near-infra red, LWR (thermal); spatial resolution: first 5 bands max. 9.13 cm, LWR: max. 117.8 cm; flight altitude of 190 m. Further technical parameters of MicaSense Altum camera – see <https://www.micasense.com/altum>. After georeferencing of the images, the data processing resulted in the thermal map of both study plots (in °C) and the layer of NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). The former enabled to assess trends in temperatures at the landscape level within the defined vegetation classes (described above). For each class the subarea of app. constant size was delimited and basic statistics were calculated.

The results obtained from the dataloggers show the significant decreasing trend in soil surface temperature alongside the transect of the arable field (barley) – biobelt – biocentre during the whole monitoring period (the average difference between field and biocentre is app. 2.5 °C). Values of biobelts shifted during the time, being near to those of the arable field in August and decreasing towards those of the biocentre during September. These ones point at the significant role of trees and woody vegetation in the landscape (which are only in biocentre). The temperature values read from the dataloggers during the UAV flight match well with the temperatures derived from the appropriate pixel ($R^2=0.85$). It is a good relation, despite the exact point character of the dataloggers values and the values averaged within 1m² pixel of UAV thermal band. Basic statistics computed for the particular subplots within the flight period on 4th September 2019 are as follows: mean 22.9 °C (\pm SD1.9) for arable field, 21.1 (\pm 2.3) for biobelt and 18.7 (\pm 2.5) for biocentre. Naturally, the biocentre itself and buffer of the biobelt show much higher NDVI values than the surrounding conventional fields.

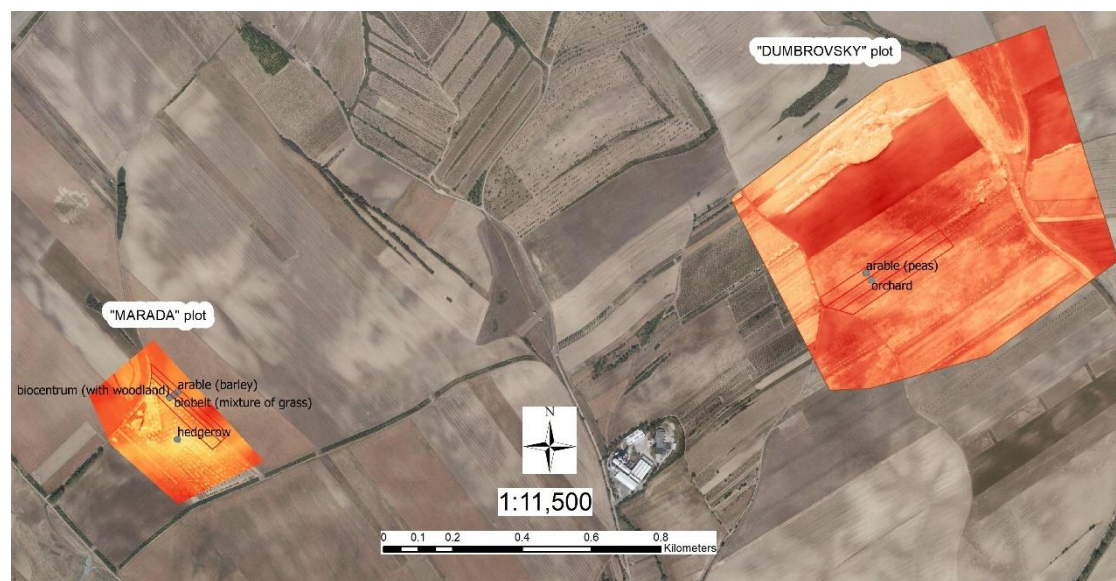


Figure 1. Overview – the Šardice study plots with surface temperatures (based on thermal band of Altum camera) on the background of orthofoto.

The conditions at the Dumbrovsky Plot are more heterogeneous. Based on photointerpretation of RGB, thermal and NDVI layers, it can be concluded that the presence of (more) vegetation cover (including dense agricultural crop!) lowers the surface temperature. Also, the temperatures 10 cm above the ground surface correlate better here with the thermal band of UAV than the temperatures from the ground surface itself. Further, the strong negative correlation between the temperatures

(derived from the camera) and NDVI ($R^2 = -0.85$) suggests the important role of vegetation in this respect. The second key factor is the organic matter content in case the naked soil emerges at places that are temporarily without the vegetation cover. The values of the surface temperatures between the variants (arable field – peas and orchards) do not differ in such an extent as at the Marada Plot ($28.1\text{ °C} \pm 2.2$ and $28.3\text{ °C} \pm 1.7$, respectively). This is probably due to more complex conditions and factors as suggested above based on the fact, that the Dumbrovsky Plot is a productive agroforestry system in essence and hereby managed. However, the average temperatures during the whole summer period were in every moment equal or (more often) lower in orchards than in the open areas.

Despite its limitations, this preliminary study shows the importance of tree vegetation in the thermal regime of the landscape. The standard explanation is that trees create specific microclimate (Kanzler et al. 2019; Quinkenstein et al. 2009) and transform the solar energy into the process of photosynthesis and (evapo)transpiration with the parallel cooling effect (Ellison et al. 2017). This is a good presumption together with the carbon sequestration potential to be an efficient tool in climate adaptation and mitigation. The limits of this study are the number of sensors (in fact without any replications) and only one single UAV image. We intend to deal with these disadvantages in the following year (2020) by installing more dataloggers (also in deeper soil horizons and in the air) and by obtaining time series of UAV images during the season. Moreover, we will focus on the integrated assessment of the temperature and humidity regimes.

Keywords: agroforestry; temperate regime; microclimate; climate adaptation and mitigation

References

- Ellison D, Morris C.E., Locatelli B., Sheil D., Cohen J., Murdiyarso D., Gutierrez V., van Noordwijk M., Creed I.F., Pokorný J., Gaveau D., Spracklen D.V., Tobella A.B., Ilstedt U., Teuling A.I., Gebrehiwot S.G., Sands D.C., Muys B., Verbist B., Springgay E., Sugardi Y., Sullivan C.A. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43: 51–61.
- Kanzler M., Böhm Ch., Mirck J., Schmitt M.V., Veste M. 2019. Microclimate effects on evaporation and winter wheat (*Triticum aestivum* L.) yield within a temperate agroforestry system. *Agroforestry Systems* 93: 1821–1841.
- Quinkenstein A., Wöllecke J., Böhm Ch., Grünewald H., Freese D., Schneider B.U., Hüttl R.F. 2009. Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. *Environmental Science & Policy* 12: 1112–1121.
- Wild J., Kopecký M., Macek M., Šanda M., Jankovec J., Haase T. 2019. Climate at ecologically relevant scales: A new temperature and soil moisture logger for long-term microclimate measurement. *Agricultural and Forest Meteorology* 268: 40–47.

Biomechanical and Biochemical Effects of Trees in Soil Evolution and Memory in Temperate Old Growth Forests

Biomechanické a biochemické vlivy stromů v evoluci a paměti půd temperátních pralesů

Pavel Šamonil^{1,2}, Pavel Daněk^{1,3}, Anna Rousová^{1,2}, Jakub Jaroš^{1,2}

¹ Department of Forest Ecology, The Silva Tarouca Research Institute, Lidická 25/27, CZ-602 00 Brno, Czech Republic

² Department of Forest Botany, Dendrology and Geobiocenology, Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University in Brno, Zemědělská 3, CZ-613 00 Brno, Czech Republic

³ Department of Botany and Zoology, Faculty of Science, Masaryk University, Kotlářská 267/2, CZ-611 37 Brno, Czech Republic

The recent scientific studies have revealed a surprisingly significant influence of individual trees in the soil evolution and in the formation of spatial pedocomplexity of various forest ecosystems. In Central European natural forests, the pedogenetic and biogeomorphologic effects of trees have been neglected for a long time. We enlarged this knowledge by studying the evolution of soils on dated treethrows, by studying the soil properties under standing tree stumps and by studying the evolution of soils under decayed lying trunks. The individual studies originated mainly from the flysch region (Razula Reserve in the Beskydy Mountains), granite (Žofínský Primeval Forest Reserve in the Novohradské Mountains) and gneiss (Boubínský Primeval Forest Reserve in the Šumava Mountains). We were interested in (i) what the trajectory of the soil evolution under the direct influence of trees is compared to unaffected soils (including the proportion of convergent, divergent, chaotic and regressive components of pedogenesis), (ii) how long the traces of trees remain in the soil memory (iii) how the influence of individual trees is reflected in spatial pedocomplexity.

The results demonstrated that the individual trees can effectively accelerate, decelerate or even redirect the trajectory of the development of mountain forest soils. Among the studied phenomena, the most significant ones were treethrows with their traces in the soil lasting for thousands of years. In treethrows, a surprisingly complex process combines the mechanical overlay of the material, the sedimentation and microclimatic specifics of the newly formed treethrow mound and treethrow pit area with the biochemical effects of a decomposing uprooted tree trunk and root system. The development of soils in treethrows as well as the development of soils under standing trees and decaying trunks was strongly dependent on the properties of the geological subsoil, and thus on regionally prevailing soil-forming processes (e.g. podzolization, clay formation and its illuviation, etc.). Although the soil development was frequently convergent (particularly within the biochemical effects of the trees), the manifestations of the alternative divergent or chaotic soil development were found out, as well. The progressive trajectory of the evolution dominated, the regressive direction of the development was documented rather sporadically. The outcomes suggest that trees can act as ecosystem engineers in forests and may effectively form ecological niches.

Keywords: forest soil evolution; spatial pedocomplexity; tree-soil interaction; biogeomorphology; soil chemistry; Europe

Availability of Soil Phosphorus: *In-situ* Monitoring Using Ion-Exchange Resins

Dostupnost fosforu v půdách: in-situ monitoring s využitím iontoměničů

Karolina Tahovská¹, Petr Čapek¹, Jiří Kaňa^{1,2}, Michal Choma¹, Eva Kaštovská¹, Hana Šantrůčková¹, Jiří Kopáček²

¹ Department of Ecosystem Biology, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, Czech Republic

² Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the AS CR, Na Sádkách 7, CZ-370 05 České Budějovice, Czech Republic

Understanding the controls over soil phosphorus (P) dynamics is crucial for identifying the possibility of ecosystem P limitation and, concurrently, for predicting risks of P losses and water eutrophication. To estimate the availability of soil P to soil biota, various extraction methods are used. Their principal disadvantage is the release of even stable and/or poorly defined soil P fractions leading to an overestimation of P availability. This imperfection is minimized using iron-based ion exchangers (IER) that continually remove phosphate from the soil solution. We tested the suitability of Fe-oxide nanoparticles based IER (Layne, USA) for measuring P availability in the field (Tahovská et al. 2016). Then, we used it to measure P dynamics in the soils of the two mountain catchments differing in their bedrocks (P-poor mica-schist; P-rich granite), and their P adsorbing abilities and exports to watercourses in ten consecutive years (Tahovská et al. 2018). Both catchments demonstrated substantial P retention (>95% of P inputs in deposition), with soil available P largely exceeding terrestrial P exports. Using ion-exchange resins, we observed higher soil P availability in the granitic catchment, which was positively related to terrestrial P export and negatively to soil P adsorbing ability. We determined the main factors affecting soil P availability dynamics in both catchments using quantitative data of long-term environmental and edaphic variables (GLMs with gamma distribution and log link function followed by a stepwise linear regression). Soil P availability was mainly controlled by the abiotic factors (throughfall chemistry, precipitation amount, litter C:P). Nevertheless, we assume that microbial processes can also drive high losses of P in the granitic catchment since the decomposition rate was the most influential variable of available P there. In conclusion, we advocate this method as a powerful predictor of P availability and P losses from various soils. It is particularly valuable in cases when site-specific conditions disqualify the use of lysimeters or estimation of terrestrial P exports using mass budget studies.

Keywords: *phosphorus availability, ion exchange resin; forest soil*

Acknowledgement: Supported by Czech Science Foundation No. 19-16605S.

References

Tahovská K., Čapek P., Šantrůčková H., Kopáček J. 2018. In situ phosphorus dynamics in soil: long-term ion-exchange resin study. *Biogeochemistry* 139: 307–320.

Tahovská K., Čapek P., Šantrůčková H., Kaňa J., Kopáček J. 2016. Measurement of in situ phosphorus availability in acidified soils using iron-infused resin. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 47: 487–494.

How the Forest Dieback Accelerated the Recovery of Soils from Acidification: A Case Study in Plešné Lake Catchment

Jak rozpad lesa urychlil zotavení půd z acidifikace: případová studie v povodí Plešného jezera

Jiří Kaňa^{1,2}, Karolina Tahovská², Hana Šantrůčková², Jiří Kopáček^{1,2}

¹ Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the AS CR, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

² Department of Ecosystem Biology, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

Bark beetle outbreak leads to an extensive dieback of Norway spruce in a mountain forest in the catchment of Plešné Lake (Bohemian Forest, Czech Republic), affected by anthropogenic acidification due to long-distance atmospheric transport of the S and N compounds. As this area falls into a non-intervention zone of the national park, all dead biomass remained on the site. This disturbance caused significant changes in the amount of the exchangeable soil cations (H^+ , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Al^{3+}) on the soil sorption complex in the upper soil layer (O and A horizons). During nine years in the aftermath of the forest dieback, the concentrations of the base cations (BC) more than doubled from ~ 120 to $\sim 280 \mu eq g^{-1}$. The increased content of BC together with NH_4^+ were replaced with Al^{3+} and H^+ on the soil sorption complex and their respective concentrations dropped from 40–20 and 110–75 $\mu eq g^{-1}$ in the O horizon and 70–50 and 160–110 $\mu eq g^{-1}$ in the A horizon. Ca^{2+} was the major player in this replacement throughout the whole study while K^+ and NH_4^+ were influential only during the first three years after the forest dieback. The increase in the BC concentrations and decrease in exchangeable acidity (Al^{3+} and H^+) increased soil base saturation considerably, from 40–75% and 30–55% in the O and A horizons, respectively. The effect of input of BC and NH_4^+ from decomposing litter was forced by an absence of effective withdraw by the reduced forest vegetation. As a result, the recovery of the soils from anthropogenic acidification was temporarily accelerated. Alterations in the soil sorption complex were also well mirrored in the chemistry of the streams draining the affected catchment. The increased concentrations of BC in water were in concert with the elevated content of BC in the soils (leaching of surplus BC) while the ionic Al concentrations in the streams increased as a result of their displacement from the soil sorption complex. The transport of the cations from the catchment balanced the increased terrestrial export of nitrates, with further consequences for lake water chemistry.

Keywords: bark beetle; soil sorption complex; base cations; recovery from acidification

Acknowledgement: Supported by Czech Science Foundation No. 19-16605S.

Exkurze na školní lesní podnik Masarykův les Křtiny

Exkurzi jsme zahájili návštěvou bývalých **lomů na Hádech**, které jsou budovány devonskými a spodnokarbonskými vápenci macošského a líšenského souvrství. Speciálně jsme se zaměřili na ukázky platformních (nezvrásněných) jurských vápenců ve vrchních partiích lomu. Bohužel viditelnost nám neumožnila celkový pohled na geologickou a geomorfologickou stavbu brněnské aglomerace, která je z těchto míst dobře pozorovatelná. Zmíněna byla též historie těžby vápence v lomech na Hádech a vývoj vztahu mezi těžbou a ochranou dotčeného území. Zejména stále se zvyšující lesnatost celé Hádecké plošiny je dnes významným ochrannářským tématem. Dále jsme navštívili přírodní rezervaci Březinka, která je vyhlášena k ochraně přírodě blízkých dubohabřin, vyskytujících se na vápencové plošině s nesouvislými překryvy eolických sedimentů. Na jejím okraji jsme navštívili ojedinělý **památník Pocta půdě**, který zde byl odhalen v roce 2002 ku příležitosti 55. výročí založení Ústavu geologie a pedologie, Lesnické a dřevařské fakulty, Mendelovy univerzity v Brně.

Další navštívenou lokalitou byla národní přírodní rezervace **Býčí skála a vývěry Jedovnického potoka**. Skalní výchozy Býčí skály a blízké Krkavčí skály jsou tvořeny lažáneckými vápenci macošského souvrství a jsou vstupní branou do rozsáhlého podzemního prostoru. Býčí skála je významnou archeologickou lokalitou a ve vstupním portálu byly nedávno prováděny rozsáhlé multioborové geoarcheologické výzkumy, které byly v rámci exkurze taktéž diskutovány. V blízkosti vývěry Jedovnického potoka exkurze navštívila památník věnovaný významnému pedologovi panu profesoru Pelíškovi, zakladateli již zmiňovaného Ústavu geologie a pedologie.

Následně se exkurze přesunula na lokalitu **Máchův památník**, který je významnou součástí lesnického Slavína, unikátního souboru různých památníků a pomníčků, studánek atd. rozkládajících se na území ŠLP Křtiny. V blízkosti památníku jsme navštívili trvalé demonstrační vzdělávací objekty Ústavu geologie a pedologie, konkrétně půdní profil rendziny modální, na kterém je možné prakticky přiblížit specifika vývoje půdy na karbonátovém substrátu. V rámci exkurze proběhla odborná debata ohledně vztahu obsahu organické hmoty a náchylnosti půdních typů k erozi.

Po obědě pokračovala exkurze návštěvou opuštěného lomu na drobu, severně od Křtin. Přírodní památka **Křtinský lom** je typickou ukázkou sedimentárních hornin flyšového komplexu zvaného kulum s charakteristickým rytmickým střídáním slepenců, drob, prachovců a břidlic. Charakteristická je zejména lavicovitá až deskovitá polyedrická odlučnost drobových souvrství. Díky spontánní a řízené sukcesi a výskytu mokřadů s jezírkem na dně lomu je dnes lom významným regionálním biocentrem charakteristickým výskytem obojživelníků.

Exkurze pokračovala návštěvou bývalé **pískovny Seč u Rudic**, kde se účastníci exkurze seznámili s tzv. rudickými vrstvami, tedy spodnokřídovými zvětralinami charakteristickými vysokým obsahem přírodních barvicích pigmentů zejména limonitu, hematitu a kaolinitu. Pískovna je pozůstatkem po těžbě železných rud a sklářských písků. V současné době představuje významnou geologickou lokalitu známou především výskytem tzv. rudických koulí či barevných okrů. V rámci exkurze byla diskutována příprava vzniku přírodní památky na této lokalitě.

Kompletní horninovou stavbu Moravského krasu a nejbližšího okolí si účastníci exkurze prohlédli v geologické expozici v Rudicích „U Větráku“, kde jsou všechny významné horniny vystaveny.

Poslední lokalitou exkurze byla národní přírodní rezervace **Kolíbky – Rudické propadání**, kde jsme si napřed prohlédli volně přístupné podzemní prostory ve skalním amfiteátru Kolíbký a nakonec jsme navštívili slepé údolí Jedovnického potoka, který se zde propadá do vápencového masivu, aby se objevil po několika kilometrech ve vývěrech u Býčí skály. V blízkost propadání byla diskutována otázka znečištění a samočisticí schopnosti krasových vod.

Oblačné podzimní počasí vytvořilo vhodnou kulisu pro toto geologicko-geomorfologicko-pedologické putování po krásách geodiverzity ŠLP Křtiny.

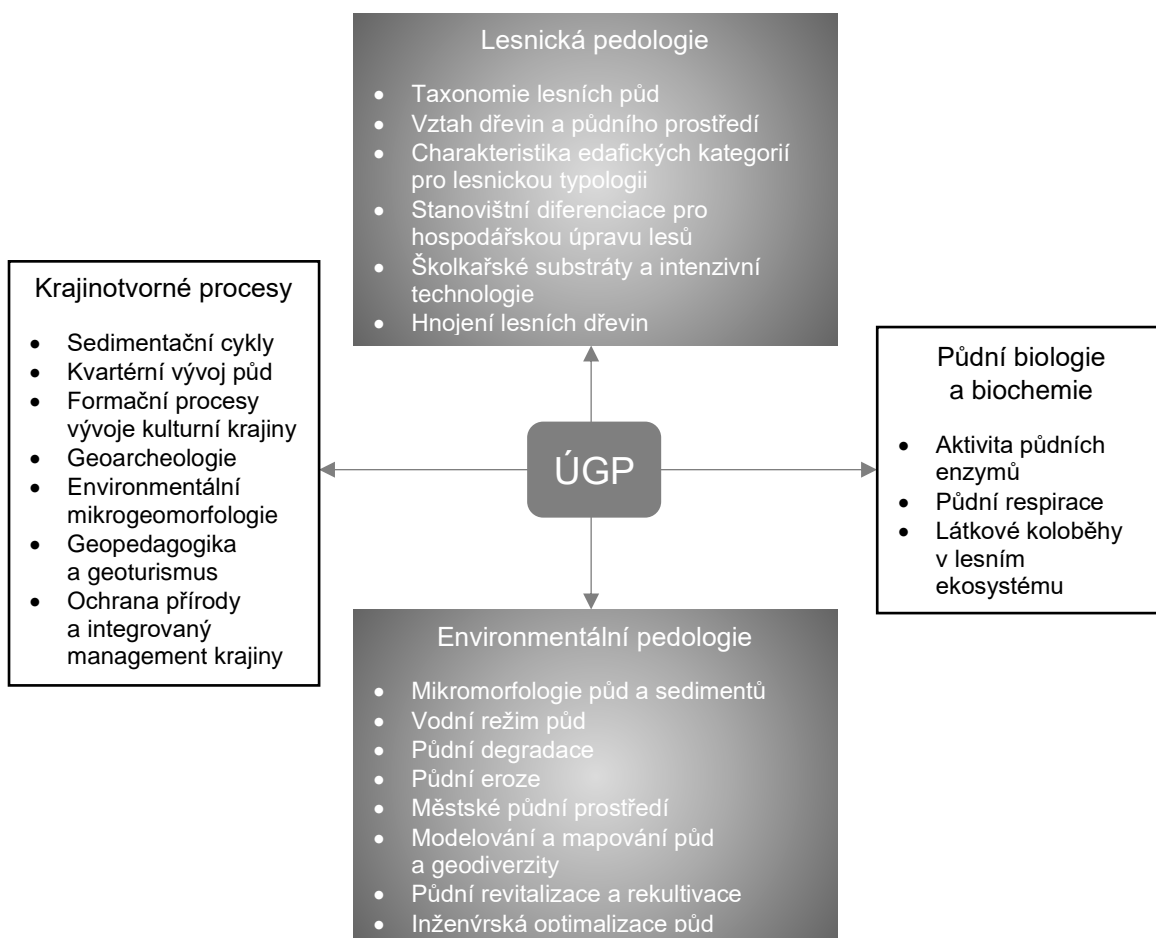


Za přispění účastníků exkurze, zpracoval Aleš Bajer.

Ústav geologie a pedologie

Ústav geologie a pedologie (ÚGP) se jako součást Lesnické a dřevařské fakulty (LDF) Mendelovy univerzity v Brně zabývá aplikačními pojetími geologie, pedologie a archeologie pro zabezpečení rozvoje studijních oborů Lesnictví, Krajinářství a Arboristika. Rozvoj studia oborů na LDF v Brně je činností ÚGP podporován rozšířením zájmových disciplín o související základní nebo specializované vědy biologie, biochemie, mikromorfologie, hydrogeologie nebo hydopedologie. Kombinace získaných poznatků je zaměřena k podpoře trvale udržitelného využívání kulturní krajiny. Specificky se věnujeme vlivům odlišného využívání na prostorové vztahy mezi sídelními, neplodnými, zemědělskými a lesními půdami.

Odborná podpora trvalé udržitelnosti využívání krajiny je na ÚGP integrována do čtyř výzkumných okruhů environmentální geologie a pedologie, lesnické pedologie, půdní biologie/biochemie a ekologie krajiny (obr. 1). Současné výzkumné okruhy ÚGP byly propojeny díky předchozím výzkumným záměrům LDF v letech 1999–2003 a následně 2005–2010. Propojení sestávala z potřeb naplnit vládní usnesení k uplatnění přírodě blízkého lesnictví a pan-evropského systému ochrany přírodních stanovišť. Příspěvky ÚGP k přírodě blízkému lesnictví vyžadovaly metodické propojení přístupů environmentální geologie a lesnickou pedologií. Propojení geologických a pedologických přístupů bylo dosaženo při analýzách stanovištních poměrů v jednotlivých lesních oblastech na území Středoevropské provincie listnatých a smíšených lesů. Analýzy stanovištních poměrů vyžadovaly vymezení podmínek tvorby půd ze směsných svahovin od tvorby půd z místních zvětralin. Výzkum se soustředil na vývoj půd z čedičů, syenitů, rul, serpentinitů a gaber příznačných pro krystalické oblasti Českého masivu. Aplikace pro lesnické přístupy byla rozdělena mezi sledování vývoje lesních půd v imisních oblastech ve srovnání s půdním vývojem v nepoškozených přírodních lesích. Toto sledování přineslo podklady k efektivní přestavbě postižených lesů pomocí odolných melioračních dřevin, jejichž zastoupení je navrhováno v souvislosti s odhadem potenciální přirozené skladby (Bajer et al. 2005).



Obr. 1. Okruhy činnosti Ústavu geologie a pedologie (ÚGP) LDF Mendelovy univerzity v Brně jsou zaměřeny na fenomény trvale udržitelného managementu krajiny významných pro lesnictví, krajinného plánování a arboristiku.

Potřeba zavedení celoevropských systémů ochrany přírody rozšířila činnost ÚGP o aplikace biochemických metod na jedné straně a komplexního prostorového modelování na straně druhé. Biochemické aplikace byly využity jak k indikaci přirozenosti vegetace včetně odhadů stability ekosystémů, tak k bližšímu pochopení odchylek procesů zpřístupňování živin během globální environmentální změny. Prostorové modelování bylo založeno na vyhodnocení geomorfologických charakteristik sloužících k typizaci reliéfu nebo oblastí odlišného půdního vývoje. Společná analýza půdně-biochemických dat poskytla podklady k hodnocení vazeb mezi půdními edafickými kategoriemi a lesní vegetací (Kučera et al. 2011).

Studium biologie a biochemie lesních půd na jednu stranu využíváme k propojování metod lesnické a environmentální pedologie, na druhou stranu poznatky získané z tohoto propojení využíváme ke studiu komplexních problematik krajinotvorných procesů. Ve výzkumu lesnické pedologie se zaměříme především na rozvoj

taxonomického hodnocení lesních půd a studium vztahů mezi lesními dřevinami a půdním prostředím. Získané poznatky lesnické pedologie uplatňujeme ve vztahu k lesnické typologii, při vývoji hnojiv a následně pro potřeby prostorového plánování v hospodářské úpravě lesů. Výzkum environmentální pedologie je zaměřován zejména na vodní režim půd, degradaci půd a jejich revitalizaci s podporou metod mapování a modelování. Podpůrné poznatky půdní biologie a biochemie jsou získávány zejména na základě studia aktivit enzymů ve vztahu k usměrňování látkových koloběhů v ekosystémech.

Studiu krajinných procesů se věnujeme jak ve smyslu vývoje metod, tak ve smyslu využití širokou veřejností. Krajinné procesy sledujeme pomocí analýz sedimentačních cyklů. Sedimentační cykly indikovaly jak přírodní průběh půdního vývoje ve čtvrtohorách, tak postupně byly ovlivňovány lidskou činností. Náš výzkum proto rozlišuje mezi přírodními procesy půdního vývoje a kulturními odchylkami. K rozlišení lidských vlivů na půdní vývoj využíváme mikromorfologické a geoarcheologické metody. Mikromorfologické výsledky následně představujeme pro potřeby ochrany neživé přírody, rozvoj citlivého geoturismu a environmentální geopedagogiky. Využitelnost našich výsledků sledujeme díky spolupráci s praxí, která nám poskytuje nezbytnou zpětnou vazbu k aktualizaci předávaných poznatků. Nicméně růst kvality našich výsledků vždy závisel a bude záviset na vytvářeném zázemí, k němuž nezastupitelným způsobem přispívají odhodlaní a nadšení profesionálové tvořící příjemné pracovní prostředí.

Použitá literatura

- Bajer A., Houška J., Rejšek K., Samec P., Vranová V. 2005. Výzkum stanovištních poměrů v jednotlivých lesních oblastech ČR. In: Kulhavý J., Skoupý A., Kantor P., Simon J. (eds.), Trvale udržitelné hospodaření v lesích a krajině: od koncepce k realizaci. MZLU v Brně: 41–64.
- Kučera A., Rejšek K., Dundek P., Marosz K., Samec P., Sýkora J. 2011. Specification of the beechwood soil environment based on chosen soil properties, aiming at the *Fageta paupera* habitat. Journal of Forest Science 57: 185–191.

Anotace projektu

Projekt Technologické agentury České republiky v programu Zéta „Multifunkční protierozní opatření jako součást adaptabilní krajiny“ je realizován na Mendelově univerzitě v Brně spolu s partnerem projektu – krajinářskou firmou Paměť krajiny, s.r.o. Projekt je zaměřen na možnosti zmírnění vzniku a důsledků erozní činnosti na zemědělsky obhospodařovaných pozemcích pomocí zakládání remízků původních dřevin dle odpovídajícího lesního vegetačního stupně, případně dalších dřevin za účelem zvýšení atraktivity remízků např. pro drobnou zvěř, včely nebo další opylovače a ostatní hmyz. Potřeba realizace takových opatření v krajině v současné době intenzivně vzrůstá v reakci na globální environmentální změnu, jejímž důsledkem je mj. snižování přirozeného obsahu organické hmoty v půdě, který se podílí na poklesu soudržnosti půdy a zvýšení náchylnosti k erozi ať už prouděním vody nebo působením větru. Důležitým smyslem projektu je také osvěta mezi subjekty zemědělsky využívajících krajinu s cílem pochopit důležitost takových opatření včetně minimalizace hrozby ekonomických ztrát.

Stěžejní výsledky projektu jsou rozděleny mezi specializovanou mapu, certifikovanou metodiku a vědecké publikace:

- **Mapa se specializovaným obsahem** ukazuje analýzu podkladů o přírodních podmínkách pro zavádění multifunkčních protierozních opatření na vybraných zemědělských pozemcích. Analýza přírodních podmínek předchází zavádění biologických opatření podporujících trvale udržitelné využívání krajiny (Balková et al. 2020). Trvale udržitelné využívání krajiny spočívá ve snižování rozdílů mezi potenciálně přirozenou vegetací a kulturní fragmentací ekosystémů na mez dovolující naplňování hospodářských potřeb při zachování všech ekosystémových funkcí (Nelson et al. 2009). Udržitelné naplňování hospodářských potřeb patří mezi klíčové postupy tlumení dopadů současné klimatické a environmentální krize (Aerts a Honnay 2011). Zachování ekosystémových funkcí slouží především k minimalizaci nákladů spjatých se získáváním užitků z obhospodařování krajiny (Pechanec et al. 2019). Při srovnání intenzity eroze mezi udržitelně využívanými lesy a zemědělskými pozemky v podmínkách převládající potenciálně přirozené lesní vegetace jsou

biologická opatření založená na zavádění dřevin základním prostředkem k obnově veškerých ekosystémových funkcí zemědělské krajiny. Analýza přírodních podmínek slouží při tomto procesu především k výběru druhů dřevin přizpůsobivých daným stanovištím. Analýza byla provedena pomocí půdního mapování a modelování půdní eroze.

- **Certifikovaná metodika** je zaměřena na popis přístupů zavádění multifunkčních vegetačních prvků na zemědělských pozemcích v souladu s deklaracemi ochrany biodiverzity a ochrany půd. Metodické přístupy jsou nastaveny pro drobné vlastníky hospodařící v krajině. Metodika proto charakterizuje na jedné straně legislativně podepřená pravidla ochrany vybraných složek krajiny, na druhé straně inovativní přístupy využívající přizpůsobivosti zaváděných dřevin na proměnlivost dopadů současné environmentální změny. Přístupy zavádění dřevin kombinují jak stávající zohlednění vegetačního stupně lokality převzatého podle návrhů zalesňování zemědělských pozemků (Plíva 1991; Nikl et al. 2001; Vlčková et al. 2015), tak přirozenou selekci semen na pozemku usměrňovanou výběrem osiva s velikostí semen, fyzikální skarifikací a chemickým složením zásobních látek odpovídajícím zájmovým podmínkám (Sedlák et al. 2020).

Použitá literatura

- Aerts R., Honnay O. 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology* 11: 29.
- Balková M., Sedlák P., Bajer A., Samec P., Kubalíková L., Bednář M., Tomášová G. 2020. Multifunkční protierozní opatření pomocí krajinotvorných vegetačních prvků (podkladová analýza). Mendelova univerzita v Brně.
- Nelson E., Mendosa G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T.H., Shaw M.R. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4–11.
- Nikl J., Krobot M., Bělík M., Zouhar V., Kusbach A., Vitner Č., Zelenková K., Mikeska M., Havlíček K., Podhorník J., Gregor J., Jeřábek P., Mašita I., Boček M., Bagar R., Slámová S., Bartoš Z., Macků J., Kalinová J., Klimánková D., Zeman M. 2001. Oblastní plán rozvoje lesů. Přírodní lesní oblast 16 – Českomoravská vrchovina. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Pechanec V., Kiliánová H., Tangwa E., Vondráková A., Machar I. 2019. What is the Development Capacity for Provision of Ecosystem Services in the Czech Republic. *Sustainability* 11: #4273.
- Plíva K. 1991. Přírodní podmínky v lesním plánování. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Sedlák P., Deutscher J. 2020. Woody plants sowing as an alternative in the greenery establishment on localities exposed to desertification. In: Balková M., Kučera A., Samec P. (eds.), *Dny o Zemi ... o půdě a krajině*. Mendelova univerzita v Brně: 141.
- Vlčková V., Buček A., Machar I., Kiliánová H. 2015. The Application of Geobiocoenological Landscape Typology in the Modelling of Climate Change Implications. *Journal of Landscape Ecology* 8: 69–81.

Název: Dny o Zemi
... o půdě a krajině
Contemplating Earth
... Soil and Landscape Considerations

Editoři: Marie Balková, Aleš Kučera, Pavel Samec

Vydala: Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Tisk: ASTRON print, s.r.o., Mladoboleslavská 1128, 197 00 Praha 9

Vydání: první, 2020

Počet stran: 155

Náklad: 100 ks

ISBN (print): 978-80-7509-766-8

ISBN (on-line): 978-80-7509-767-5

