

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI

Přirodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Ovlivnění vybraných půdně-biologických vlastností
erozními procesy a dodávkou exogenní organické hmoty**

Petra Bílá

DOKTORSKÁ DISERTAČNÍ PRÁCE

Školitel: Prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.

Olomouc 2019

ABSTRAKT

Eroze půdy, zejména vodní, je všeobecně považována za hlavní příčinu degradace půdy a jsou s ní spojené změny půdních vlastností, významně ovlivňuje výnosy zemědělských plodin a zhoršuje také hydrologické a mimoprodukční funkce půdy. Eroze půdy může měnit nejen fyzikální a chemické vlastnosti půdy, ale i biologické a navíc tyto charakteristiky mohou reagovat na změny podmínek prostředí dříve, než ostatní parametry. Také živiny v půdě a organická hmota podléhají ztrátám kvůli erozi. Kromě ekologických škod způsobuje eroze půdy i škody ekonomické, jako jsou finanční ztráty nebo zvyšování nákladů na pěstování plodin. Je tedy žádoucí studovat vliv erozních procesů na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd.

Práce si klade za cíl 1) vyhodnotit zmiňovaný dlouhodobý vliv erozních procesů na různých částech svahů na vybrané chemické vlastnosti týkající se organické hmoty, biologické vlastnosti vyjádřené aktivitou půdních enzymů a fyzikální vlastnosti a posoudit, která ze sledovaných vlastností nejvíce odráží probíhající erozi; 2) vyhodnotit vliv aplikace různých typů a dávkování exogenní organické hmoty na aktivitu vybraných půdních enzymů.

První část práce vychází ze studií provedených v oblasti jižní Moravy na půdách typu černoze. Prokázala se značná intenzita erozních procesů na studované vlastnosti půdy v jednotlivých částech svahů. Bylo zjištěno kvalitnější složení půdní organické hmoty v depozičních oblastech, což je potvrzeno větším obsahem celkového humusového materiálu a huminových kyselin v organické hmotě. Naopak u obsahu vápníku a pH byly zjištěny statisticky významné vyšší hodnoty v erozních částech svahů. To je potvrzením intenzivních erozních procesů. Vliv eroze na enzymatickou aktivitu byl také potvrzen, depoziční oblasti vykazovaly větší mikrobiální biomasu a enzymatickou aktivitu ve srovnání s erozními oblastmi. Nejvíce byly ovlivněny charakteristiky chemické, související s množstvím a kvalitou organických látek a se zásobou přijatelných živin (P).

Druhá část práce byla věnována vlivu aplikace a dávkování exogenní organické hmoty (EOM) na aktivitu půdních enzymů. Výzkum probíhal na maloparcelkových polních pokusech v lokalitě Pusté Jakartice v Moravskoslezském kraji. Prostřednictvím různých

dávek EOM bylo do půdy dodáváno různé procento dusíku v organické formě. Prokázali jsme, že aplikace EOM vede k poměrně rychlým změnám v enzymatické aktivitě. Aktivity celulózy, kyselá a alkalická fosfatázy byly stimulovány nejvyššími dávkami EOM. Zvyšující se obsah C, N a P dodávaný prostřednictvím EOM pozitivně ovlivňoval aktivitu celulózy a fosfatáz. Složení a kvalitu různých typů odpadů a organické hmoty je dobré brát v úvahu při využití v zemědělství.

Tento výzkum byl podporován v rámci programu z Ministerstva zemědělství NAZV QJ123066, QJ1630422, OK1720303, QK1810233, Operačního programu přeshraniční spolupráce CZ – PL (CZ.3.22./1.2.00/12.03445) a IGA projektů Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.

KLÍČOVÁ SLOVA: půda, vodní eroze, enzymatická aktivita, živiny, exogenní organická hmota, biologické, chemické a fyzikální vlastnosti.

ABSTRACT

Soil erosion, especially water erosion is generally considered as a major cause of soil degradation and associated changes in soil properties, significantly affecting crop yields and also aggravating hydrological and non-productive soil functions. Soil erosion can change not only the physical and chemical properties of the soil, but also the biological, and in addition, these characteristics can respond to changes in environmental conditions earlier than other parameters. Also, soil nutrients and organic matter are subject to losses due to erosion. In addition to the environmental damage, soil erosion also causes economic damage, such as financial losses or increased crop costs. It is therefore desirable to study the effect of erosion processes on the biological, chemical and physical properties of soils.

The aim of the thesis is to first evaluate the above mentioned long-term impact of erosion processes in different parts of slopes on selected chemical properties related to organic matter, biological activity of soil properties expressed enzymes, physical properties and to assess which of the observed properties reflects the most significant erosion; second, to evaluate the effect of application of different types and dosage of exogenous organic matter on soil activity of selected enzymes.

The first part of this work is based on studies carried out in the area of South Moravia on chernozem soils. Significant intensity of erosion processes on the studied soil properties in different parts of slopes was proved. A better composition of soil organic matter in deposition areas was found, which is confirmed by higher content of total humus material and humic acids in organic matter. In contrast, in the calcium content and pH were statistically significantly higher in the erosion areas slopes. This is a confirmation of intense erosion processes. The effect of erosions on enzymatic activity was also confirmed, deposition areas showed greater microbial biomass and enzymatic activity in comparison with the erosion regions. Most were affected by the chemical characteristics related to the amount and quality of organic substances and with a supply of available nutrients (P).

The second part is devoted to the influence of the application and dosage of exogenous organic matter (EOM) on the activity of soil enzymes. The research was conducted on small-plot field trials in the Puste Jakartice area in the Moravian-Silesian Region. Different percentages of nitrogen in the organic form were supplied to the soil through various doses of EOM. We have demonstrated that the application of EOM leads to relatively rapid changes in enzymatic activity. Cellulase activity, acidic and alkaline phosphatase were stimulated with the highest doses of EOM. Increasing the content of C, N and P supplied through the EOM positively influenced cellulase and phosphatase activity. The composition and quality of different types of waste and organic matter should be taken into account when used in agriculture.

This research was supported within the program of the Ministry of Agriculture NAZV QJ123066, QJ1630422, OK1720303, QK1810233, Operational Program Cross-Border Cooperation CZ - PL (CZ.3.22./1.2.00/12.03445) and IGA projects of the Faculty of Science of Palacky University in Olomouc.

KEY WORDS: soil, water erosion, enzymatic activity, nutrients, exogenous organic matter, biological, chemical and physical properties.

Prohlášení: Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma Ovlivnění vybraných půdně-biologických vlastností erozními procesy a dodávkou exogenní organické hmoty vypracovala pod vedením školitele samostatně za použití v práci uvedených pramenů a literatury.

Souhlasím, aby moje práce byla uveřejněna v souladu s §47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

V Olomouci dne 14. 6. 2019

.....

Ing. Petra Bílá

Ráda bych touto cestou poděkovala svému školiteli prof. Dr. Ing. Bořivoji Šarapatkovi, CSc. za vedení disertační práce, a také za jeho podporu, rady, konzultace, trpělivost a čas nejen při vypracovávání této práce, ale po dobu celého studia. Rovněž můj dík patří mému manželovi Vojtovi za psychickou podporu, trpělivost a za stylistické připomínky k textu této práce.

Obsah

1	ÚVOD.....	10
2	LITERÁRNÍ PŘEHLED	12
2.1	Degradační faktory půdy	12
2.2	Eroze půdy a ovlivnění vybraných biologických, chemických a fyzikálních charakteristik	14
2.2.1	Biologické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění.....	14
2.2.2	Fyzikální charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění	16
2.2.3	Chemické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění	17
3	CÍLE A STRUKTURA PRÁCE	19
4	METODIKA.....	20
4.1	Studijní lokality.....	20
4.2	Popis experimentů a použité metody	20
4.2.1	Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy.....	20
4.2.2	Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti.....	23
5	VÝSLEDKY A DISKUZE.....	25
5.1	Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy	25
5.2	Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti	28
6	ZÁVĚR.....	31
7	LITERATURA	33
8	PŘÍLOHY	42

SEZNAM ORIGINALNÍCH PUBLIKACÍ

Předkládaná disertační práce je založena na níže uvedených publikacích, které jsou označeny a citovány jako Přílohy I. – III.

Příloha I.

Šarapatka, B., Čáp, L., Bílá, P. (2018): The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes, In *Geoderma*, 314, 20-26.

Příloha II.

Bílá P., Šarapatka B., Čáp L.: (2016): The influence of type and dosage of exogenous organic matter on chosen biochemical soil properties. *Soil & Water Res.*, 11: 220-227

Příloha III. – v redakci

Bílá P., Šarapatka B., Horňák O., Novotná J., Brtnický M. (2019): Which quality indicators reflect the most sensitively changes in the soil properties of surface horizons affected by the erosion processes. *Soil & Water Res.*

1 ÚVOD

V práci jsem se zaměřila na dvě hlavní otázky, a to na vliv eroze na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd a dále na organickou hmotu a vliv její aplikace na aktivitu půdních enzymů.

Eroze půdy, zejména vodní, patří k nejrozšířenějším a velice závažným typům degradace půdy z hlediska životního prostředí, a to jak celosvětově, tak i v České republice. Jen v České republice je určitou formou vodní eroze ohroženo více než 50 % půdy, přičemž odhadovaná ztráta půdy vlivem eroze je přibližně 21 milionů tun ornice za rok (Kolektiv 2018). Podstatný vliv na půdní erozi má hospodaření. Nesprávnou hospodářskou činností je nenávratně poškozován půdní profil pozemků. Množství půdy odnesené vodní erozí mnohonásobně převyšuje množství půdy, která vzniká přirozenými procesy (Verheijen et al. 2009).

Na vodní erozi se podílí i intenzifikace zemědělství v poválečném období. V České republice jsou stále největší půdní bloky v Evropě, což průběhu eroze jen napomáhá. (Kolektiv 2018) Více než 70 % půdních bloků se v ČR nachází ve velikostní kategorii převyšující výměru 20 hektarů. (Agromanual © 2018). V minulosti bylo zrušeno značné množství doprovodných krajinných prvků, jako jsou zatravněné cesty, údolnice, meze a další, které vodní erozi částečně eliminovaly. Vznik vodní eroze je ovlivněn ze značné části způsobem zpracování půdy, souvisejícím se scelováním polí do větších celků, které mohly být obhospodařovány mechanizací, ovšem za cenu snížené ochrany, kterou právě do té doby běžné krajinné prvky plnily.

Eroze, a s ní spojená ztráta živin, nejenže významně ovlivňuje výnosy zemědělských plodin, ale zhoršuje také hydrologickou funkci půdy. V dlouhodobém horizontu může vést k postupné změně hydrologické situace v krajině a změně povodňové frekvence s dopady i mimo erozní lokalitu (Boardman, Poesen 2006). Další účinky eroze na produktivitu plodin jsou způsobeny mnoha faktory, jako je snížení hloubky zakořenění, pokles dostupných rezerv vody, snížení úrodnosti půdy a nepříznivé fyzikální podmínky půdy (Ebeid et al. 1995).

Přesun půdních částic vlivem špatného obhospodařování může být dominantní příčinou posunu půdy po celé ploše profilu. Půdní eroze vede k odstraňování půdy z konvexních sklonů a akumulaci v konkávních částech svahu (Lindstrom et al. 1992; Govers et al. 1994;

Lobb et al. 1995). Redistribuce půdních částic v důsledku eroze má dopady na prostorovou variabilitu velikosti půdních částic, kdy jemnější materiál cestuje na větší vzdálenosti a hromadí se v oblastech ukládání (Quinton 1999).

Uvádí se, že eroze půdy může změnit fyzikální a chemické vlastnosti půdy, ale také biologické vlastnosti, jako mikrobiální společenstvo, abundanci nebo enzymatickou aktivitu (Xu et al. 2010; Hiltbrunner et al. 2012).

Půdní enzymatické aktivity jsou užitečným nástrojem pro posuzování funkční rozmanitosti mikrobiálních společenstev v půdě (Kandeler et al. 1999). Enzymatická aktivita tak může být používána jako indikátor kvality půdy, udržitelnosti a změn v bio-geochemických funkcích díky managementu nebo poruchám.

Vedle vlivu erozních procesů na kvalitu půdy je vážným problémem stav organické hmoty v půdním prostředí. Organická hmota v půdě je vystavena úbytku, rozkladu a dalším změnám a její nadměrné ztráty patří k závažným formám degradace půd. Značné nebezpečí této formy degradace souvisí s nedostatečnou dodávkou kvalitních organických látek.

Tento problém je i v České republice, z dosavadních zjištění vyplývá, že ke snížení obsahu humusu došlo na půdách po jejich odvodnění (především hydromorfní a semihydromorfní půdy a oglejené subtypy půd), a to o 5 – 15 % v závislosti na půdním typu (Kolektiv 2018). Jednou z možností řešení je dodávka různých druhů exogenní organické hmoty (EOM), jako jsou např. čistírenské kaly, vedlejší produkty z potravinářského průmyslu, kompostované odpady z průmyslové výroby nebo komunálního odpadu, digestáty, živočišné moučky a statková hnojiva (Diacono a Montemurro 2010, in Malý a Siebielec 2015), která ovlivňuje jak fyzikální, tak chemické i biologické vlastnosti.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Degradální faktory půdy

Půda je nestabilní systém, který se neustále vyvíjí. Velmi významnou roli hraje také fakt, že jsou půdní funkce vzájemně propojené, díky čemuž jsou navzájem zranitelné různými formami degradace půd (Šarapatka et al. 2002). Jako degradaci půdy lze označit vše, co snižuje její kvalitu a z toho vyplývá, že pokud neplní půda některou ze základních funkcí, došlo k její degradaci (Lal 1998).

Degradace půd je proces, při kterém dochází ke snížení úrodnosti, využitelnosti půdy a snižují se její ekologické funkce. Mezi hlavní faktory patří zejména vodní a větrná eroze, utužení půd, ztráta organické hmoty, acidifikace nebo kontaminace půd. Samostatným a velmi vážným problémem jsou zábory půdy.

První část výzkumu probíhala v erozních oblastech jižní Moravy, což je nejúrodnější oblast České republiky s černozemními půdami a kde je také největší hrozba eroze, proto je následující text zaměřen na erozi půdy ovlivňující kvalitu půdy.

Eroze půdy

Eroze je všeobecně uznávána jako hlavní příčina degradace půdy na orné půdě (Li et al. 2007). Celosvětově velmi ovlivňuje kvalitu půdy, v České republice je označeno za erozně ohroženou více než polovina půdy. Průměrné roční ztráty půdy z hektaru plochy v Evropě dosahují 2,46 tuny (Panagos et al. 2015). V České republice je odhadovaná ztráta půdy vlivem eroze přibližně 21 milionů tun ornice za rok (Kolektiv 2018). Erozi můžeme třídit podle různých činitelů, např., které erozi vytváří a působí na její průběh, jde o vodní, větrnou, antropogenní, sněhovou, ledovcovou erozi, atd. Jedná se o přírodní proces a dochází při něm k rozrušování půdního povrchu. Uvolněné půdní částice jsou transportovány a dochází k jejich následnému usazování na jiném místě (Janeček et al. 2007).

Vodou vyvolaná eroze přemísťuje půdu, snižuje infiltraci a zvyšuje povrchový odtok (Pilgrim et al. 2010). Vodní eroze se vytváří díky dopadajícím dešťovým kapkám s kinetickou energií, jež dopadají na povrch půdy a uvolňují půdní částice. To se na povrchu půdy projevuje selekcí těchto částic a vznikem odtokových drah různých rozměrů (rýžek, rýh, výmolů) a v místech výrazné koncentrace povrchového odtoku se mohou vytvářet strže.

Efemerní strže vzniklé v důsledku erozních procesů jsou výraznou bilanční položkou celkového odnosu půdy (Evans 1993). Nejen v odtokových drahách, ale v celém svahu dochází k přemísťování půdních částic, což může vést ke ztrátě uhlíku či vrstev s obsahem organické hmoty (Cheng et al. 2010). V depresích a na snížených místech a plochách dochází k ukládání půdních částic. Částice transportované za hranice pozemku se dostávají do hydrografické sítě, kde vytváření splaveniny. V tocích se sníženou transportní schopností nebo nádržích tyto splaveniny sedimentují.

Mezi faktory, ovlivňující vznik vodní eroze, lze zařadit především sklonitost a délku pozemku po spádnicí. Dále je významný rovněž vegetační pokryv a vlastnosti půdy, které ovlivňují její náchylnost k erozi, tedy např. přítomnost či nepřítomnost protierozních opatření či vnější faktory, mezi které lze zařadit četnost výskytu přívalových srážek.

Kromě ekologických škod způsobuje eroze půdy i škody ekonomické, jako jsou finanční ztráty a zvyšování nákladů na pěstování plodin (snížení hektarových výnosů, nutnost čištění vodních toků, pokles jednotkové ceny půdy – přeřazení do jiné BPEJ, kompenzace za poškození majetku sesuvy půdy apod.).

Pro stanovení vodní eroze se považuje za nejvhodnější Wischmeier – Smithova univerzální rovnice (USLE), neboť nejlépe vyjadřuje kvantitativní účinek hlavních faktorů, které působí při přívalových deštích a mohou ovlivnit vznik eroze. Slouží k výpočtu eroze na povodí za celý rok. Vodní eroze je kvantifikována pomocí dlouhodobého průměrného smyvu půdy (G) v t/ha/rok (Wischmeier a Smith 1978):

$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$, kde:

G – průměrná dlouhodobá ztráta půdy,

R – faktor erozní účinnosti deště, vyjádřený v závislosti na kinetické energii a intenzitě erozně nebezpečných dešťů,

K – faktor erodovatelnosti půdy, vyjádřený v závislosti na textuře a struktuře ornice, obsahu organické hmoty a propustnosti půdního profilu,

L – faktor délky svahu, vyjadřující vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztráty půdy erozí,

S – faktor sklonu svahu, vyjadřující vliv sklonu svahu na velikost ztráty půdy erozí,

C – faktor ochranného vlivu vegetace, vyjádřený v závislosti na vývoji vegetace a použité agrotechnice,

P – faktor účinnosti protierozních opatření.

Detailní popis jednotlivých faktorů a jejich stanovení pro Českou republiku je v metodice Janeček et al. (2012).

2.2 Eroze půdy a ovlivnění vybraných biologických, chemických a fyzikálních charakteristik

Jako indikátory zdraví a kvality půdy se obvykle volí vybrané půdní charakteristiky fyzikální, chemické a biologické. Tuto kvalitu ovlivňuje i půdní eroze, která nemusí měnit jen fyzikální a chemické charakteristiky, ale také charakteristiky biologické. Některé studie také uvádějí (Lynch et al. 2004; Odlare 2008), že biologické charakteristiky reagují na změny podmínek citlivěji a dříve než ostatní půdní parametry. Náš výzkum byl především zaměřen na ovlivnění biologických charakteristik erozními procesy, vyjádřených aktivitou vybraných půdních enzymů, ale také zhodnotit dlouhodobý vliv erozních procesů na různých částech svahu na vybrané fyzikální a chemické charakteristiky. Dále také ještě na organickou hmotu a vliv její aplikace na aktivitu půdních enzymů.

2.2.1 Biologické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění

Půdní mikroorganismy hrají klíčovou úlohu v pedogenetických procesech, koloběžích prvků a růstu rostlin, v tocích látek, energie a informací. Mikroby v půdě jsou podstatné tím, že produkují různé enzymy (Zhang et al. 2009), které jsou neustále syntetizovány, akumulovány, inaktivovány a/nebo rozkládány v půdě (Tabatabai 1994; Dick et al. 1994).

Půdní enzymy jsou přirozenými mediátory a katalyzátory mnoha důležitých půdních procesů, jako je rozklad organických látek uvolněných do půdy během vegetace, tvorba a rozklad humusu, produkce živin dostupných pro rostliny, fixace dusíku, jakož i tok uhlíku, dusíku a dalších základních prvků biochemického cyklu. Půdní enzymy přispívají k celkové biologické aktivitě, protože jsou úzce zapojeny do katalytické reakce nezbytné pro stabilizaci půdní struktury a dekompozice organické hmoty (Allison a Vitousek 2005),

mineralizace a koloběhu živin (Tabatabai 1994; Dick et al. 1994), přenosu energie a kvality životního prostředí. Mohou být také použity ke studiu biochemických procesů půdy a hodnocení kvality půdy (Trasar-Cepeda et al. 1998; Acosta-Martinez et al. 1999). Mnohé lidské činnosti, jako je zemědělství, znečištění životního prostředí nebo aplikace pesticidů, mohou také ovlivnit půdní mikrobiální společenstva. Enzymy, které jsou v půdě ze značné části z mikrobiálních zdrojů, tvoří nejpočetnější a nejvýznamnější skupinu biokatalyzátorů a můžeme je definovat jako specifické bílkoviny vznikající v živých buňkách. Hlavním zdrojem půdních enzymů jsou rostliny, živočichové a zejména mikroorganismy. Každou půdu a kořenový systém rostlin lze definovat specifickou sadou enzymů. Proteinová struktura enzymu, která charakterizuje daný enzym je citlivá na změny prostředí, a to jak přirozeného, tak antropogenního původu. Aktivity vybraných enzymů se často využívají jako vhodný indikátor kvality půdy a díky své citlivosti vůči agrotechnickým zásahům reagují na změny managementu mnohem dříve než ostatní parametry (Bielińska a Mocek-Płóciniak 2012).

Vybrané enzymy a jejich význam v půdě (dle Uplatněné certifikované metodiky Enzymy, jejich význam, funkce a metody stanovení jejich aktivit, Šarapatka 2013)

Dehydrogenáza – patří mezi oxidoreduktázy a používá jinou molekulu než kyslík jako elektronický akceptor (např. NAD^+), je výsledkem aktivit různých dehydrogenáz, které jsou důležitou složkou enzymového systému všech mikroorganismů. Může sloužit jako indikátor biologického redox systému a intenzity mikrobiálního metabolismu v půdě.

Celuláza – je polymer β -glukózy a je nejrozšířenější organickou molekulou na Zemi. Tento enzym je produkován specializovanými bakteriálními druhy a řadou druhů hub. Jejich aktivita bývá vyšší ve rhizosféře ve srovnání s okolní půdou. Důležitý je obsah celulózy v posklizňových zbytcích nebo organickém materiálu.

Ureáza – je enzym, který se vyskytuje u většiny rostlin, živočichů a mikroorganismů, hydrolyzuje močovinu na HN_3 a CO_2 . V půdě to je stabilní enzym a je často užíván v rámci testování půdní úrodnosti.

Proteáza – hydrolýza bílkovin, je umožňována díky proteázám, kdy dochází k rozkladu na oligopeptidy a aminokyseliny. Na proteiny, které se do půdy různými způsoby dostávají, půdobi velké množství bakterií a hub, které urychlují jejich rozklad.

Fosfatázy – jsou zodpovědné za enzymatickou mobilizaci organicky vázaného fosforu. Odstraňují PO_4^{3-} ze substrátu. Rozlišujeme dvě skupiny, a to kyselou a alkalickou fosfatázu. Kyselá fosfatáza je přítomna v kořenových exsudátech a je indikátorem rhizosferního prostředí. Zásaditá fosfatáza je produkována mikroorganismy a částečně mykorhizními houbami.

Nitátreduktáza – působením enzymu nitátreduktázy, kterým jsou vybaveny jak rostliny, tak některé bakterie, dochází k redukci dusičnanů na dusitany.

2.2.2 Fyzikální charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění

Fyzikální vlastnosti ovlivňují vlhkostní, vzdušný a tepelný režim půd. Jedná se především o objemovou hmotnost, celkovou pórovitost, minimální vzdušnou kapacitu a využitelnou vodní kapacitu. Erozí a dalšími změnami, jako je používání těžké mechanizační techniky, intenzivního minerálního hnojení a nedostatečného organického hnojení nebo špatného střídání plodin dochází ke zhoršování fyzikálních vlastností půd (Fulajtár 1986). Autoři (Packer a Hamilton 1993) zjistili, že zvyšující se objemová hmotnost půdy zvyšuje množství půdního smyvu. To je způsobeno narušením půdní stability v důsledku nadměrného zhutnění a následných nepříznivých fyzikálních, biologických a chemických vlastností.

Autoři Ebeid et al. (1995) uvádějí, že půdy poškozené erozí mají vyšší objemovou hmotnost a tyto půdy s vyšší objemovou hmotností jsou náchylnější k erozi. Při nadměrném zhutnění půdy se také snižuje efektivnost minerálního hnojení, a to především dusíkem. Dochází rovněž ke změnám v obsahu vody v půdě, kdy při nadměrném zhutnění se v důsledku snížení pórovitosti omezuje pohyb vody v půdě (Hůla et al. 2010). I další výzkumy potvrzují, že v půdách poškozených erozí bývají obsahy maximální vodní kapacity nejnižší (Ebeid et al. 1995). Dobrý strukturní stav půdy se dá udržovat přívodem organické hmoty, strukturní agregáty jsou důležité při ochraně půdy před erozí a jsou významným přínosem pro udržení vláh a jako ochrana před výparem (Hůla et al. 2010).

2.2.3 Chemické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění

Ve vztahu ke kvalitě půdy je důležité nejen množství organické hmoty, ale také její kvalita. Organická hmota je materiál produkovaný živými organizmy (rostlinami, živočichy), který je navrácen do půdy a prochází dekompozičními procesy. Organická hmota zahrnuje veškeré organické sloučeniny přítomné v půdě (Diacono a Montemurro 2010). Hlavním zdrojem půdní organické hmoty jsou rostlinné zbytky, mikroorganismy, metabolity mikroorganismů vzniklé během jejich růstu a rozkladu a huminové sloučeniny (Malý 2015).

Humus je složkou organické hmoty a jsou to látky vzniklé v procesu rozkladu. Dělí se na huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy. Humus se dělí podle své rozložitelnosti na humus živý, kam řadíme fulvokyseliny a látky nehuminové povahy, a humus stálý, tvořený látkami huminové povahy (Šarapatka 2014).

V posledních letech je běžná specializace zemědělců na rostlinnou produkci bez chovu hospodářských zvířat a tímto vzniká také problém s nedostatečnou dodávkou organické hmoty do půdy jako důležitého zdroje pro tvorbu humusu. Jako řešení se nám nabízí i použití různých druhů exogenní organické hmoty (EOM), vlastnosti EOM jsou ovlivněny vlastnostmi výchozích surovin. Osud této hmoty po aplikaci na půdu je do značné míry určen poměrem C a N a dalších základních prvků.

Půda obsahuje různé chemické prvky, rozdělené na mikroelementy a makroelementy, které tvoří základ jejího chemického složení. Hlavními živinami, důležitými pro růst rostlin, jsou dusík (N), fosfor (P) a draslík (K).

Jedním z nejdůležitějších prvků z pohledu hodnocení kvality půdy a obsahu organické hmoty je dusík. V půdách je celkový obsah tohoto prvku velmi rozdílný a kolísá nejčastěji od 0,02-0,5%. Ve většině našich půd je 98 až 99% veškerého N v ornici přítomno ve formě organické, zbytek se vyskytuje ve formě minerální (Šarapatka et al. 2010). U draslíku se uvádí, že jeho obsah půdě závisí na půdotvorném substrátu a pohybuje se v rozmezí 0,5–3,3 % (Šarapatka et al. 2010). Draslík je rostlinou nejlépe přijímaný kationt a jeho nadbytek v půdě působí negativně na příjem ostatních živin, zvláště hořčíku (Klement, Sušil 2013).

Z hlediska chemie půdy několik vědeckých studií popisuje (Polyakov a Lal 2004; Papiernik et al. 2007; Nie et al. 2013) zrychlení ztráty organického uhlíku, dusíku a fosforu vlivem eroze a prostorového rozložení těchto materiálů ve svahu a ve vztahu k transportu vody a rozrušování půdy během hospodářských prací (Cerdá et al. 2007; Haile and Fetene 2012).

V našem výzkumu byly analyzovány vybrané chemické vlastnosti týkající se základních živin a půdní organické hmoty. Vápník je příznivý pro strukturu půdy a neutralizuje půdní kyselost. Také ale může být ukazatelem probíhajících erozních procesů, kdy výnosy mají tendenci být nejnižší v erodovaných oblastech, kde je odhaleno vápenaté podloží, čímž se do půdy dostává vyšší množství vápníku, a současně je zde nízký obsah organické hmoty (Cox et al. 2003).

3 CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

Jak vyplývá z výše uvedeného, eroze půdy, zejména vodní, patří k nejrozšířenějším typům degradace půdy, jak celosvětově, tak i v České republice. V České republice je určitou formou vodní eroze ohroženo více než 50 % půdy (Kolektiv 2018). Podstatný vliv na půdní erozi má hospodaření. Nesprávnou hospodářskou činností je nenávratně poškozován půdní profil pozemků. Množství půdy odnesené vodní erozí mnohonásobně převyšuje množství půdy, která vzniká přirozenými procesy (Verheijen et al. 2009). Je tedy žádoucí studovat vliv erozních procesů na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd, které jsou předmětem výše zmíněných změn.

Práce si klade tyto cíle:

- a) Vyhodnotit dlouhodobý vliv erozních procesů na různých částech svahů v oblasti jižní Moravy na vybraných chemických vlastnostech týkající se půdní organické hmoty, biologických vlastnostech vyjádřených aktivitou vybraných půdních enzymů a fyzikálních vlastnostech. Posoudit, která ze sledovaných charakteristik nejvíce odráží probíhající erozi.
- b) Vyhodnotit vliv aplikace různých typů a dávkování exogenní organické hmoty na aktivitu vybraných půdních enzymů. Z nich byly zvoleny enzymy z koloběhu N, P a C, a to ureáza, fosfatázy a celulóza.

V rámci jednotlivých cílů byly ověřovány následující hypotézy:

- má eroze má negativní dopad na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy?
- která z těchto vlastností nejcitlivěji odráží probíhající erozi?
- ovlivní dodávka exogenní organické hmoty aktivitu enzymů krátce po aplikaci?

4 METODIKA

Podrobná metodika studií je popsána v příložených publikacích (Přílohy I – III). Tato kapitola uvádí stručný popis studijních lokalit, popis experimentů a použité metody.

4.1 Studijní lokality

Studie vlivu eroze na různých částech svahu (příloha I a III) probíhala v oblasti jižní Moravy na půdách typu černozem. Každý rok byly zvoleny ve vybraných katastrálních územích svažité pozemky oseté kukuřicí. Pokusné lokality se nacházely v katastrálních územích Ostrožská Nová Ves, Ostrožská Lhota, Syrovín, Horní Bojanovice, Krumvíř, Vracov, Hovorany, Hustopeče, Velké Bílovice a Čejkovice. Pozemky byly vybrány s využitím map EPEU (Estimated pedologic-ecological units) a také podle výpočtů dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí Universal Soil Loss Equation (USLE/RUSLE) erozní ohroženosti půdy (Wischmeier a Smith 1978; Janeček et al. 2012).

V rámci studie vlivu aplikace různých typů a dávkování exogenní organické hmoty do půdy (příloha II) byly na zkušební stanici Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Pustých Jakarticích v Moravskoslezském kraji založeny maloparcelkové polní pokusy. Půda byla klasifikována jako luvisol s pseudoglejovými vlastnostmi. Na pokusné lokalitě byla pěstována kukuřice.

4.2 Popis experimentů a použité metody

4.2.1 Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy

Výzkum v oblasti jižní Moravy probíhal mezi lety 2012 – 2016 (Příloha I a III). Při výběru lokalit pro každý rok bylo stěžejním faktorem pěstování širokořádkové kukuřice na svažitém pozemku ohroženém erozí. Celkově bylo vybráno 48 odběrových lokalit (příloha I) a 60 odběrových lokalit (příloha III). Pro potřeby naší studie byla odběrná místa na vrcholu svahu s minimálními projevy eroze označena jako kontrola (C). Odběry byly dále prováděny ve střední části svahu, tedy erozní části (E), a v akumulární části svahu (D). Při jejich výběru bylo důležité zpracování akumulárního modelu (USPOD). Vzorky půdy pro chemickou analýzu a studium biologické aktivity byly odebírány z horizontů 0-20 cm sondovací tyčí Eijkelkamp. Odběry probíhaly každý rok vždy ve dvou termínech, a to na jaře a na podzim.

Půdní vzorky pro stanovení fyzikálních vlastností půdy byly odebírány na vybraných pozemcích z ornice v hloubce 5 – 25 cm na konci vegetačního období.

Z odebraných vzorků byly stanoveny vlastnosti půdy podle následujících postupů. Enzymatická aktivita půdy byla stanovována většinou s využitím spektrofotometrických metod.

Aktivita celulózy byla stanovena s využitím CM-celulózy jako substrátu. Redukující cukry způsobují redukci hexakyanidoželezitanu draselného, ten reaguje se síranem železitoamonným za vzniku komplexu hexakyanidoželeznatanu draselného (berlínská modř) a tato byla stanovena kolorimetricky (Schinner a von Mersi 1990).

Aktivita fosfatázy byla měřena s použitím p-nitrofenylfosfátu jako substrátu. Vytvořený p-nitrophenol byl extrahován a měřen fotometricky při vlnové délce 400 nm (Tabatabai a Bremner 1969).

Aktivita dehydrogenázy byla měřena s využitím trifenylnitrotetrazolium chloridu jako substrátu. Vzniklý trifenyl formazan je po extrakci měřen spektrofotometricky při 546 nm (Ross 1970).

Pro stanovení aktivity ureázy byly půdní vzorky inkubovány s roztokem močoviny. Uvolněné amonné ionty byly extrahovány roztokem chloridu draselného a měřeny kolorimetricky při 690 nm (Tabatabai a Bremner 1972).

Pro stanovení aktivity protézy byly půdní vzorky inkubovány s kaseinem. Uvolněné aminokyseliny byly extrahovány a zbylý substrát byl sražen po přidání kyseliny trichloroctové. Aromatické aminokyseliny reagovaly s Folin – Ciocalreu's fenolovým činidlem v alkalickém roztoku tvoří modré komplexy, které byly stanoveny kolorimetricky při 700 nm (Ladd et al. 1972).

V rámci studia chemických charakteristik byl obsah přístupného fosforu, hořčíku a draslíku stanoven pomocí extrakčního roztoku podle Melicha III, s následným stanovením pomocí atomové absorpční spektrofotometrie (Mehlich 1984, Zbíral a Honsa 2010).

Půdní reakce byla stanovena jako pH/H₂O (ISO 10390, 2000; Zbíral a Honsa 2010). Obsah Cox byl stanoven jednotným pracovním postupem oxidací chromsírovou směsí a barevná intenzita měřena spektrofotometrií (ISO 14235, 1998; Zbíral et al. 2011).

Ntot byl stanoven oxidací peroxidu dusíku v prostředí koncentrované kyseliny sírové. Po mineralizaci byla provedena destilace do kyseliny borité a obsah dusíkatého materiálu byl stanoven titrací s H₂SO₄ (ISO 11261, 1995; Zbíral et al. 2011).

Frakce humusu byly stanoveny modifikovaným postupem (Konovova a Běličková 1961), kdy C všech huminových látek byl určen odpařováním pyrofosforečnanového výluhu a obsah C huminových kyselin byl stanoven po rozpuštění NaOH.

Fyzikální vlastnosti byly stanoveny za použití standardní metody podle Zbíral et al. (2010). Na odběr vzorků byly použity Kopeckého válečky (100c m³) a zahrnují tato stanovení: objemovou hmotnost redukovanou, celkovou pórovitost, maximální kapilární vodní kapacitu a minimální vzdušnou kapacitu. Stabilita půdních agregátů byla stanovena proséváním za mokra. Byl stanoven procentický podíl nerozplavených agregátů z celkové navážky vzorku podle daného vzorce: % SAS = ((M2 – M3) / W – (M3 – M1)) . 100. (Kandeler 1996). Ze všech vzorkovacích míst bylo odebráno 8 neporušených vzorků.

Fyzikální charakteristiky půdy byly měřeny spoluřešitelským týmem z Výzkumného ústavu pícninářského v Troubsku a z Mendelovy univerzity v Brně. Studium chemických a biologických (biochemických) charakteristik, bylo úkolem katedry Ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci.

Výsledky analýz byly vyhodnoceny statistickým programem STATISTICA (StatSoft 2013), ve kterém byly provedeny základní charakteristiky skupin a byla stanovena Spearmannova korelace. Hodnocení rozdílů mezi jednotlivými skupinami bylo provedeno neparametrickým Wilcoxonovým párovým testem. (Publikace I). V publikaci III byl také pro základní statistiku zvolen statistický program STATISTICA (StatSoft 2013). Hodnocení statisticky průkazných rozdílů mezi jednotlivými skupinami bylo provedeno Mann – Whitney U testem. Dále byl ze získaných dat vyhodnocován vliv částí svahu na měřené charakteristiky prostředí. Jako nezávisle proměnné do analýz vstupovaly jednotlivé části svahu (kontrolní, erozní a akumulární) a závisle proměnnými byly jednotlivé fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy. Data byla analyzována pomocí lineárního modelu přímé ordinace RDA (RDA – redundancy analysis). Dále byla také testována významnost jednotlivých nezávislých proměnných metodou postupného výběru (forward selection). Významnost

RDA modelu a jednotlivých proměnných byla testována Monte Carlo permutačními testy (Lepš a Šmilauer 2000). Všechny analýzy byly prováděny v programu CANOCO 5.

4.2.2 Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti

Studie vlivu typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti půdy probíhala v letech 2013 a 2014 ve znáhodněných blocích. Bloky zahrnovaly 10 kombinací hnojení a každá kombinace měla 4 opakování. Pro tento výzkum jsem se podílela na metodice (Malý, Siebielec 2015), v níž je charakterizováno použití exogenní organické hmoty následovně:

Kompost (Ag) je organické hnojivo vyrobené z hnoje a kejdy (drůbeží trus, prasečí kejda, hovězí hnůj), slámy, pilin a dalších rozložitelných organických látek (kaly z čistíren odpadních vod, biologicky rozložitelné odpady z kuchyní a další. V důsledku vysoké teploty v průběhu výrobního procesu (cca 75°C) jsou zničena všechna semena plevelů ze vstupních surovin.

Průmyslový kompost (Ra) je organické hnojivo, které se vyrábí homogenizací a kompostováním materiálů obsahujících rozložitelné organické látky, jako jsou kaly z čistíren odpadních vod, piliny, biologicky rozložitelné odpady ze zahrad a parků, vápenatý kal a další.

Živočišná moučka (Mb) je organické hnojivo vyrobené z vedlejších produktů živočišného původu (materiály 2. a 3. kategorie) s technologií podle nařízení ES č. 1069/2009 (metoda č. 1) a je částečně odtučněná.

Podrobnější popis použitých statkových hnojiv uvádí Niedźwiecki et. al. (2015) v publikaci (Malý, Siebielec 2015), která byla vydána jako výstup projektu Rizika a přínosy aplikace exogenní organické hmoty na půdu – Program přeshraniční spolupráce Česká republika – Polská republika.

Podrobné chemické složení organických hnojiv je uvedeno v Tabulce 1 (Příloha II). Použité dávky byly odvozeny od N (200 kg.ha⁻¹), ale lišil se poměr dusíku dodaného organickým a minerálním hnojivem. Vždy 0 %, 50 %, 75 % a 100 % z celkového množství aplikovaného N bylo ve formě EOM (Table 2, Příloha II). Organické materiály byly aplikovány na jaře

2013 a 2014 a zapravení exogenní organické hmoty bylo provedeno do hloubky 15 – 20 cm. Přibližně jeden měsíc poté byla odebrána půda pro laboratorní analýzy. Podzimní odběr vzorků probíhal bezprostředně po sklizni. V obou letech byla na pokusech pěstována kukuřice (Niedźwiecki et. al. 2015). Enzymatická aktivita byla měřena stejnými spektrofotometrickými metodami, jako jsou uvedeny v předchozí kapitole o výzkumu eroze v oblastech Jižní Moravy a tyto metody jsou také uvedeny v publikaci v příloze II.

Získané výsledky byly vyhodnoceny pomocí programu STATISTICA (StatSoft, Ver.12) s analýzou korelačních závislostí (Pearsonův koeficient), s testováním rozdílů mezi skupinami (parametrické porovnání, ANOVA, Turkeyův test) a s využitím příslušných grafů.

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

5.1 Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy

Výsledky analýz biochemických a chemických charakteristik byly statisticky vyhodnoceny z hlediska rozdílu těchto vlastností půdy v kontrolních, erozních a depozičních částech svahů. Průměrné hodnoty jednotlivých půdních charakteristik v různých částech svahů (Tabulka 1, příloha I), tak statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými částmi svahů (Tabulka 2, příloha I) potvrzují, že v erozních oblastech svahů přesahují procesy eroze depoziční procesy a v depozičních oblastech převažují depoziční procesy nad procesy erozními.

Když se podíváme na zjištěné statisticky významné rozdíly (Příloha I) v dostupném draslíku a fosforu, tak v oblastech depozice byly zásoby vyšší v porovnání s erozními oblastmi. Podle kritérií hodnocení výsledků chemické analýzy zemědělské půdy v ČR (Ministerstvo zemědělství 1998), byl obsah draslíku v oblasti svahu přijatelný, ale v oblasti ukládání byl vyšší, tedy dobrý obsah. U fosforu byl jeho obsah v erozních oblastech nízký, zatímco v kontrolních a depozičních oblastech uspokojivý. Podobné rozdíly byly zjištěny také v charakteristikách souvisejících s organickou hmotou v půdě (Obr. 4 a 5, příloha I). V oblastech depozice byly prokázány vyšší zásoby, ať už jde o celkový dusík, organický uhlík, humus nebo huminové kyseliny. Z hlediska chování půdy se v několika vědeckých studiích uvádí (Polyakov a Lal 2004; Papiernik et al. 2007; Nie et al. 2013) a prokazují to i naše výsledky, že vlivem eroze dochází ke zrychlení ztrát organického uhlíku, dusíku a fosforu. Také v erozních procesech je uhlík dostupnější v depozičních oblastech než v erozních oblastech (Ma et al. 2014). Ve vztahu k našemu výzkumu bylo zjištěno kvalitnější složení půdní organické hmoty v depozičních oblastech, což je potvrzeno větším obsahem celkového humusového materiálu a huminových kyselin v organické hmotě.

Naopak u obsahu vápníku (Obr. 3, příloha I) a pH byly zjištěny statisticky významné vyšší hodnoty v erozních částech svahů. To je důkazem intenzivních erozních procesů a dá se říct, že dochází k takovému smyvu půdy, že je v této části povrchový horizont ve směsi se spraší nebo zerodovaný až na spraš. Výsledky našeho výzkumu odpovídají i publikovaným výsledkům od Hammerové et al. (2014) na podobných černozemních půdách.

V rámci výzkumu byly sledovány také enzymatické aktivity, kde statisticky vyšší průměrná hodnota byla v depozičních částech svahu, konkrétně u dehydrogenázy (Obr. 6, příloha 1), kyselých fosfatáz a také ureáz a nitrát reduktáz. Vliv eroze na enzymatickou aktivitu je potvrzen také ve výzkumu Li et al. (2015), kde depoziční oblasti vykazovaly větší mikrobiální biomasu a enzymatickou aktivitu ve srovnání s erozními oblastmi. Také v studii Garcia a Hernández (1997) byla prokázána nižší aktivita u dehydrogenázy a katalázy, což naznačuje nižší biologickou aktivitu v degradovaných půdách. Dále byla provedena také korelace mezi aktivitou půdních enzymů a charakteristikami týkajícími se organické hmoty (Tabulka 3, příloha I). Byla zde nalezena pozitivní korelace uhlíku a dusíku s celulózou, proteázou, nitrát reduktázou a fosfatázami. Také publikovaná studie Li et al. (2015) popisuje pozitivní korelaci mezi aktivitou enzymů a organickým zdrojem uhlíku. Poměr C:N měl negativní vliv na aktivitu dehydrogenázy a kyselých a alkalických fosfatáz.

V publikaci III jsme se zaměřili na zjišťování, které charakteristiky nejvíce odrážejí probíhající erozi. Provedená základní statistika (Tabulka 1, příloha III) naznačuje rozdíly charakteristik mezi jednotlivými částmi svahů, malé statisticky průkazné rozdíly mezi pozicemi svahů ukazují na rozdíly pouze u některých charakteristik, přičemž nejvíce jich bylo zaznamenáno mezi erozní a depoziční částí svahu (Tabulka 2, příloha III).

Z chemických charakteristik se statisticky průkazně lišil mezi erozní a depoziční částí svahu obsah N tot., C CHL, C HK, C:N, obsah Ca, s čímž souvisí i pH/H₂O, a dále statisticky průkazné rozdíly jsou u těchto částí svahů u obsahu P avail.. Tyto výsledky odpovídají i některým dalším publikovaným studiím (Polyakov a Lal 2004, Nie et al. 2013), které uvádějí, že v důsledku eroze dochází k rychlejšímu ztrátám organického uhlíku, dusíku a fosforu. Z těchto důvodů bývá depoziční oblast považována za úložiště uhlíku (Zhang et al. 2013). Na obsahu organické hmoty, která souvisí i s živinami a jejich koloběhy, závisí i úrodnost a produktivita půdy (Steiner et al. 2007; Bhattacharyya et al. 2010). U Cox byl zjištěn statisticky průkazný rozdíl mezi kontrolní a erozní částí svahů, rozdíl byl také mezi depoziční a erozní, ale nikoliv statisticky průkazný.

U fyzikálních vlastností vycházely mezi jednotlivými částmi svahů také rozdíly, ale nebyly statisticky průkazné, i když výsledky naznačují určité narušení půdního prostředí (např. vysoká objemová hmotnost nebo nízká pórovitost). Výsledky zrnitostního složení půdy

naznačují na určitou homogenizaci půdního prostředí a v důsledku možného odnosu jemných půdních částic mimo sledované lokality, jak to popisuje např. Stone et al. (1985).

Průkazný statistický rozdíl u biochemických charakteristik odráží aktivita dehydrogenázy. U kyselé fosfatázy byl statisticky průkazný rozdíl jen mezi kontrolní a erozní částí svahů. Vliv eroze na enzymatickou aktivitu tyto naše výsledky rovněž potvrzují, kdy jsme zaznamenali vyšší enzymatickou aktivitu v oblastech depozice, ve srovnání s erozními částmi svahů. Naše výsledky potvrzuje např. studie Garcia a Hernández (1997), která prokázala nižší biologickou aktivitu u dehydrogenázy a katalázy v degradovaných půdách.

Při zjišťování, které charakteristiky nejvíce odrážejí probíhající erozi, byly do RDA analýzy zařazeny všechny charakteristiky, a to fyzikální, chemické a biologické a také všechny části svahu (kontrolní, erozní a depoziční) a tento model se ukázal jako signifikantní (Obr. 1, příloha III).

Pokud vezmeme jednotlivé charakteristiky, tak signifikantní vychází model u chemických vlastností (Obr. 2, příloha III). Ten nám ukazuje, že směrem k erozní části svahu se zvyšuje obsah Ca a C:N, to naznačuje méně rozloženou část organické hmoty a také méně humifikovanou. Vyšší obsah Ca poukazuje na zerodovaný povrchový horizont s výstupy spraše. Směrem k depoziční části se zvyšovalo množství a kvalita organických látek vyjádřené Cox., Ntot. a C humusových látek a huminových kyselin, ale i vyšším obsahem přijatelných živin (zde vyjádřeno obsahem přijatelného P).

Biologické – biochemické vlastnosti (Obr. 3, příloha III) už jako celek signifikantní nevyhází, ale při testování jednotlivých nezávislých proměnných se ukázala signifikantní jen erozní část svahu. Z této analýzy je patrná záporná korelace k erozní části svahů s vyššími aktivitami enzymů buď v depozičních, nebo kontrolních částech svahů. To odpovídá i výsledkům Mann-Whitney U testu.

U fyzikálních vlastností (Obr. 4, příloha III) vyšla signifikantní pouze depoziční část v nesignifikantním modelu a ten nám ukazuje jen jako nejméně ovlivněnou nejmenší velikost půdních částic $< 0,002$ mm.

Z této analýzy vyplynulo, že na průběh eroze nejvíce reagovaly chemické charakteristiky, kde se jako hlavní ukazatel ovlivnění jeví organická hmota spolu se základními živinami,

a s tím související aktivita půdních enzymů. Ve studii Feiza et al. (2008) bylo zjištěno, že půdní organická hmota, a především v ní obsažený organický uhlík je důležitým ukazatelem kvality na erodovaných půdách a je složen z široké škály sloučenin, které se rozkládají různými rychlostmi v závislosti na jejich chemii, teplotě, vlhkosti, biotě, půdních minerálech a agregaci.

5.2 Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti

Statistické hodnocení ukázalo vztahy k aktivitě jednotlivých půdních enzymů, včetně vztahu k množství aplikované organické hmoty (Table 4, příloha II). Výsledky jednofaktorového statistického hodnocení aktivity enzymů prokázaly signifikantní rozdíly u aktivity celulózy, kyselé a alkalické fosfatázy v závislosti na dávkování a typu EOM. Kontrolní varianta, při které bylo aplikováno pouze minerální N hnojivo, tvořila statisticky odlišnou skupinu než varianty s organickým hnojením. Statisticky průkazné rozdíly nebyly zjištěny mezi variantami z hlediska aktivity ureázy.

Aktivita celulózy, kyselé a alkalické fosfatázy byla největší ve variantách s nejvyšším množstvím EOM a 100 % N dodaného prostřednictvím této organické hmoty (Obr. 1a, b, příloha II). Dále jsme se v našem výzkumu věnovali závislosti na jednotlivých typech EOM. Tady také existují odlišné skupiny, kde se kontrolní varianty lišily od variant s aplikací různých typů EOM. Statisticky odlišné skupiny pro celulózu, kyselou a alkalickou fosfatázu po aplikaci EOM jsou znázorněny v příloze III (Obr. 2).

Aktivita celulózy byla nejvíce ovlivněna aplikací kompostu vyrobeného ze statkových hnojiv a průmyslového kompostu, tedy organického hnojiva aplikovaného ve větším množství a s širším poměrem C:N ve srovnání s masokostní moučkou. Kyselá fosfatáza naopak vykazovala nejvyšší úroveň po aplikaci masokostní moučky, kde tato organická hmota měla nejvyšší obsah P a N. Alkalická fosfatáza byla také podobně ovlivněna aplikací masokostní moučky. Vysoká aktivita byla patrná i po aplikaci kompostu ze statkových hnojiv, kde celkový obsah fosforu byl také poměrně vysoký. To potvrzuje i studie Li et al. (2015), který uvádí, že zvýšení enzymatické aktivity, včetně fosfatázy platí po aplikaci

organického hnojiva ve srovnání s minerálními hnojivy, nebo po aplikaci kompostu (Hernández et al. 2015).

Dodání uhlíku a fosforu prostřednictvím EOM na aktivitu celulázy, kyselé a alkalické fosfatázy potvrzuje příloha II (Tabulka 5). Závislost mezi aktivitou ureázy a dodávkou C byla také patrná, ovšem nebyla statisticky potvrzená. Půdní mikroorganismy vykazovaly různé stupně citlivosti na aplikaci EOM, konkrétně C dodaného prostřednictvím této hmoty. Dodávka zdroje energie (C) ovlivnila v našem výzkumu enzymatickou aktivitu u celulázy, to je zřejmé z přílohy III (Obr. 1a, 2a a Tabulka 4).

Pro produkci enzymů mohou být důležité nejen organické látky samotné, ale také jednotlivé prvky na ni vázané. V případě fosfatáz se jedná o přeměnu organického P (Marinari et al. 2000). Pokud je hladina tohoto fosforu nízká, mikroorganismy a kořeny rostlin jsou aktivními producenty fosfatázových enzymů (Chabot et al. 1996). Vyšší hladiny fosfatázové aktivity závislé na vysoké dávce organického hnojiva a následně vyšším obsahem C v půdě jsou popsány ve studii Saha et al. (2008). Organický fosfor může být důležitý pro krátkodobou biologickou spotřebu, zatímco minerální hnojení může snížit aktivitu enzymů ve vztahu k cyklům C, N a P (DeForest et al. 2012; Fan et al. 2012; Wang et al. 2012).

Různé typy změn mohou mít také různé složení organické hmoty (např. C:N), ovlivňujícího rychlost rozkladu a strukturu mikrobiálních společenstev. Důležitým faktorem těchto procesů je celuláza, která se podílí na rozkladu celulózy jako prvku organické hmoty (Dilly a Nannipieri 2001). Statistickou závislost u aktivity ureázy potvrdil testovaný poměr C:N, mírná závislost byla zaznamenána mezi aktivitou celulázy a kyselé fosfatázy. Vztahy mezi aktivitou ureázy a organickou hmotou jsou popsány ve výzkumných studiích, např. ve vztahu k dávce organické hmoty (Chakrabarti et al. 2000; Geisseler et al. 2010). V našem výzkumu nebyl zjištěn průkazný rozdíl u aktivity ureázy ve variantách s aplikovanou EOM vyrobenou kompostováním hnoje ve srovnání s jinými typy EOM. Ve výzkumu jsme prokázali rychlou reakci zejména u aktivity enzymů, to, že enzymy reagují poměrně rychle na změny v půdním prostředí prokazují i studie Kandeler et al. (1999) nebo Zhang et al. (2010). V průběhu obou sezón nebyl zjištěn statisticky významný vliv jakéhokoliv typu EOM na charakteristiky týkající se podzemní vody, infiltrace, vodotěsnosti nebo stability agregátů (Lipiec et al. 2015). V případě chemických vlastností při testování EOM nebyl také

prokázán žádný významný vliv na nestabilní frakce organického uhlíku (Kaczyński a Siebielec 2015).

6 ZÁVĚR

V části předložené disertační práce věnované výzkumu v erozních oblastech jižní Moravy a jejich vlivu na chemické a biochemické vlastnosti jsem dospěla k těmto závěrům.

V této intenzivně obhospodařované oblasti s výrazně rozšířenou půdou typu černozem má značná intenzita erozních procesů výrazný vliv na studované vlastnosti půdy v jednotlivých částech svahů. Tento náš výsledek je potvrzen i ve studii Zádorová et al. (2013), kde erozní koluviální horizont ve spodní části svahu může být až 1 m hluboký. Erozní procesy mohou v důsledku nevhodného využívání a hospodaření na půdě vést ke změnám půdních vlastností, ale také až ke změně půdního typu (Obršlík 2004). Všechny tyto změny způsobené vodní erozí se netýkají pouze produktivity, ale také neprodukčních funkcí půdy.

V části věnované výzkumu vodní eroze v černozemních oblastech jižní Moravy a ověřování, které vlastnosti půd nejcitlivěji odráží změny půdních vlastností, jsem dospěla k následujícím závěrům.

Výzkum potvrdil negativní vliv vodní eroze na fyzikální, chemické a biochemické vlastnosti půd s různě intenzivním ovlivněním jednotlivých vlastností. Nejvíce byly ovlivněny charakteristiky chemické, související s množstvím a kvalitou organické hmoty a se zásobou přijatelných živin (zejména P). S tím souvisela i aktivita vybraných půdních enzymů, zejména dehydrogenázy a kyselé fosfatázy. Aktivita těchto enzymů bývá v korelaci s řadou dalších půdních charakteristik, např. s organickou hmotou (např. Šarapatka a Kršková 1997).

Detailnější poznání vlivu erozních procesů na půdní prostředí v těchto intenzivně zemědělsky obhospodařovaných oblastech, které ovlivňují ale i produkční a mimoprodukční funkce půdy, je důležité pro rozhodování o optimálním využívání půdy jak na lokální, tak národní úrovni. Jsou také nedílnou součástí pravidel Společné zemědělské politiky EU v rámci kontroly podmíněnosti Cross Compliance.

V poslední části výzkumu věnovanému vlivu aplikace a dávkování exogenní organické hmoty na aktivitu půdních enzymů, jsem dospěla k následujícím závěrům.

Obsah organické hmoty v půdě je základní charakteristikou, která ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd. V našem výzkumu jsme prokázali vliv aplikovaného uhlíku v exogenní organické hmotě na aktivitu celulózy, kdy tyto hmoty pozitivně ovlivnily

mikrobiální aktivitu. Došlo k rozkladu materiálu, v nichž byl dostatečný obsah dusíku. U všech studovaných materiálů byl poměr C:N nižší než 10:1 a mikroorganismy tak netrpěly jeho nedostatkem. U aktivity fosfatázy fungovalo složení materiálu obdobně, kde měl vliv celkový obsah fosforu.

Výzkum potvrdil, že úbytek organické hmoty a s tím související procesy lze řešit dodávkou různých druhů EOM: Naše studie také dokládá, že složení různých druhů organického odpadu by mělo být zohledněno při jeho použití v zemědělství a tato organická hmota může být přínosem pro zemědělskou půdu jako hnojivo, ale také může řešit problém nakládání s odpady.

7 LITERATURA

Acosta-Martínez V., Reicher Z., Bischoff M., Turco R.F. (1999): The role of tree leaf mulch and nitrogen fertilizer on turfgrass soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 29: 55-61.

Allison S., Vitousek P. (2005): Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 937-944.

Bhattacharyya R., Prakash V., Kundu S., Srisignificantva A.K., Gupta S.M. (2010): Long term effects of fertilization on carbon and nitrogen sequestration and aggregate associated carbon and nitrogen in the Indian sub-Himalayas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86: 1-16.

Bielińska E.J., Mocek-Płóćiniak (2012): Impact of the tillage system on soil enzymatic activity. *Archives of Environmental Protection*, 38:75-82.

Boardman J., Poesen J. (2006): Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. *Soil Erosion in Europe*, 479-488.

Cerdá A., Imeson A.C., Poesen J. (2007): Soil water erosion in rural areas. *Catena*, 71: 191–252.

Chabot J., Antoun H., Cescas M.P. (1996): Growth promotion of maize and lettuce by phosphate-solubilising *Rhizobium leguminosarum* biovar. *phaseoli*. *Plant and Soil*, 184: 311–321.

Chakrabarti K., Sarkar B., Chakraborty A., Banik P., Bagchi D.K. (2000): Organic recycling for soil quality conservation in sub-tropical plateau region. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 184: 137–142.

Cheng S., Fang H., Zhu T., Zheng J., Yang X., Zhang X., Yu G. (2010): Effects of soil erosion and deposition on soil organic carbon dynamics at a sloping field in Black Soil region, Northeast China. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56:521–529.

Cox M.S., Gerard P.D., Wardlaw M.C., Abshire M.J. (2003): Variability of selected soil properties and their relationships with soybean yield. *Soil Science Society of America Journal*, 67:1296-1302.

- DeForest J.L., Smemo K.A., Burke D.J., Elliott H.L., Becker J.C. (2012): Soil microbial responses to elevated phosphorus and pH in acidic temperate deciduous forests. *Biogeochemistry*, 109: 189–202.
- Diacono M., Montemurro F. (2010): Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 401–422.
- Dick R.P., Sandor J.A., Eash N.S. (1994): Soil enzyme activities after 1500 years of terrace agricultural in the Colca valley. Peru. *Agricultural Ecosystem Environment*, 50:123-131.
- Dilly O., Nannipieri P. (2001): Response of ATP content, respiration rate and enzyme activities in arable and a forest soil to nutrient additions. *Biology and Fertility of Soils*, 34: 34–64.
- Ebeit M.M., Lal R., Hall G.F., Miller E. (1995): Erosion effects on soil properties and soybean yield of a Miamian soil in Western Ohio in season with below normal rainfall. *Soil Technology* 8: 97-108.
- Evans R. (1993): Extent, frequency and rates of tilling of arable land in localities in England and Wales. In: S. Wicherek (Editor), *Farm Land Erosion in Temperate Plains Environment and Hills*. Elsevier, Amsterdam:157-190.
- Fan F., Li Z., Wakelin S.A., Yu W., Liang Y. (2012): Mineral fertilizer alters cellulolytic community structure and suppresses soil cellobiohydrolase activity in a long-term fertilization experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 55: 70–77.
- Feiza V., Feizienė D., Jankauskas B., Jankauskienė G. (2008): The impact of soil management on surface runoff, soil organic matter content and soil hydrological properties on the undulating landscape of western Lithuania, *Agriculture*, 95: 3–21.
- Fulajtár E. (1986): *Fyzikálne vlastnosti pôd Slovenska, ich úprava a využití*. 1 vyd. Bratislava, VEDA: 156.
- Garcia C., Hernández T. (1997): Biological and biochemical indicators in direlict soils subject to erosion. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 171–177.

- Geisseler D., Horwath W.R., Joergensen R.G., Ludwig B. (2010): Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 42: 2058–2067.
- Govers G., Vandaele K., Desmet P., Poesen J., Bunte K. (1994): The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science*, 45: 469–478.
- Haile G.W., Fetene M. (2012): Assessment of soil erosion hazard in Kilie catchment, East Shoa, Ethiopia. *Land Degradation and Development*, 23: 293–306.
- Hammerová H., Jandák J., Hrabovská B., Šimečková J. (2014): The detailed characterization of land treated by water erosion with soil type chernozem on loess at Dambořice. *Mendelnet 2014*: 250–254.
- Hernández T., Garcia E., Garcia C. (2015): A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 89: 61–71.
- Hiltbrunner D., Schulze S., Hagedorn F., Schmidt M.W.I., Zimmermann S. (2012): Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma*, 170: 369–377.
- Hůla J. a kol. (2010): Dopad netradičních technologií zpracování půdy na půdní prostředí. Uplatněná certifikovaná metodika, VUZT Praha: 58.
- ISO 10390 (2000): Soil quality – determination of pH. In: International Organization for Standardization.
- ISO 14235 (1998): Soil quality – determination of organic carbon in soil by sulfochromic oxidation. In: International Organization for Standardization.
- ISO 11261 (1995): Soil quality – determination of total nitrogen – modified Kjeldahl method. In: International Organization for Standardization.
- Janeček, M., Dostál, T., Kozlovsky Dufková, J., et al. (2012) Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: Powerprint. ISBN 978-80-87415-42-9.
- Janeček M., a kol. (2007): Ochrana zemědělské půdy před erozí, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., ISBN 987-80-254-0973-2.

- Kaczyński R., Siebielec G. (2015): Vliv exogenní organické hmoty na obsah půdní organické hmoty a její kvalitu. V publikaci: Malý S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 29–35.
- Kandeler E. (1996): Aggregate stability. In: Schiner et al. (Eds.): *Methods in Soil Biology*. Berlin, Springer-Verlag: 426.
- Kandeler E., Palli E., Stemmer M., Gerzabek M.H. (1999): Tillage changes microbial biomass and enzymes activities in particle size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry*, 31:1253-1264.
- Klement V., Sušil A. (2013): Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007–2012. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, sekce úřední kontroly, Brno: 104.
- Kolektiv, 2018. Situační a výhledová zpráva půda, Ministerstvo zemědělství.
- Kononova A.L., Bělčíková I.C. (1961): Uskorennyje metody opradělenija sostava gumusa minerálních počv. *Počvovedenije*, 10: 130–136.
- Ladd J.N., Butler J.H.A. (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 19-30.
- Lal R. (1998): Soil quality and sustainability. In: Lal R., Blum W.H., Valentine C., Stewart B.A. *Methods for assessment of soil degradation*. Boca Raton. CRC Press: 17-30.
- Lepš J., Šmilauer P., 2000. Mnohorozměrná analýza ekologických dat. České Budějovice: Biologická fakulta Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích: 102.
- Li S., Lobb D.A., Lindstrom M. J., Farenhorst A. (2007): Tillage and water erosion on diferent landscapes inthe northern North American Great Plains evaluated using ¹³⁷Cs technique and soil erosion models. *Catena*.70 :493–505.
- Li Z., Xiao H., Tang Z., Huang J., Nie X., Huang B., Ma W., Lu Y., Zeng G., (2015): Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China. *European Journal of Soil Biology*, 71: 37–44.

- Li J., Cooper J.M., Lin Z., Li Y., Yang X., Zhao B. (2015): Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Applied Soil Ecology*, 96: 75–87.
- Lindstrom M.J., Nelson W.W., Schumacher T.E. (1992): Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing. *Soil and Tillage Research*, 24: 243–255.
- Lipiec J., Turski M., Bieganowski A., Usowicz B. (2015): Vliv exogenní organické hmoty na fyzikální vlastnosti půd. V publikaci: Malý, S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 65 - 67.
- Lobb D.A., Kachanoski R.G., Miller M.H. (1995): Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape positions measured using ¹³⁷Cs as a tracer. *Canadian Journal of Soil Science*, 75: 211–218.
- Lynch J., Smith G.D., Harper S., Hillemeier M., Ross N., Kaplan G.A., Wolfson, M. (2004): Is Income Inequality a Determinant of Population Health? Part 1. A Systematic Review. *The Milbank Quarterly* 82: 5-99.
- Ma W., Li Z., Ding K., Huang J., Nie X., Zeng K., Wang S., Liu G. (2014): Effect of soil erosion on dissolved organic carbon redistribution in subtropical red soil under rainfall simulation. *Geomorphology*, 226: 217–225.
- Malý S., Siebielec G. (2015): Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- Malý S. (2015): Exogenní organická hmota a její vztah k půdní organické hmotě a ekosystémovým službám, představení projektu, V publikaci: Malý, S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 5-15.
- Marinari S., Masciandaro G., Ceccanti B., Grego S. (2000): Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, 72: 9–17.
- Mehlich A. (1984): Mehlich no. 3 soil test extractant: a modification of Mehlich no. 2. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409–1416.

Ministerstvo zemědělství, 1998. Vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků.

Nie X.J., Zhao T.Q., Qiao X.N. (2013): Impacts of soil erosion on organic carbon and nutrient dynamic in an alpine grassland soil. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59: 660–668.

Niedźwiecki J., Galazka R., Smatanová M., Cigánek K. (2015): Uspořádání pokusů a charakteristika exogenní organické hmoty, V publikaci: Malý, S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 15 – 27.

Obršlík J. (2004): Antropogenní vlivy v podhůří Ždánického lesa. In: *Acta universitatis agriculturae et silviculturae Mendeliana Brunensis*, 5: 47–60.

Odlare M., Pell M., Svensson M.K. (2008): Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues, *Waste Management*, 28: 1246–1253.

Packer I.J., Hamilton G.J. (1993): Soil physical and chemical changes due to tillage and their implications for erosion and productivity. *Soil and Tillage Research*, 27: 329–339.

Panagos P., Borrelli P., Poesen J., Ballabio C., Lugato E., Meusburger K., Montanarella L., Alewell C. (2015): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science and Policy*, 54: 438–447.

Papiernik S.K., Lindstrom M.J., Schumacher T.E., Schumacher J.A., Malo D.D., Lobb D.A., (2007): Characterization of soil profiles in a landscape affected by long term tillage. *Soil and Tillage Research*, 93: 335–345.

Pilgrim E.S., Macleod C.J.A., Blackwell M.S.A., Bol R., Hogan D.V., Chadwick D.R., Cardenas L., Misselbrook T.H., Haygarth P.M., Brazier R.E., Hobbs P., Hodgson C., Jarvis S., Dungait J., Murray P.J., Firbank L.G. (2010): Interactions among agricultural production and other ecosystem services delivered from European temperate grassland systems. *Advances in Agronomy* 109: 117–154.

Polyakov V.O., Lal R., (2004): Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. *Soil Science*, 169: 590–599.

Půdní blok a jeho parametry ve vztahu k obhospodařování (1) - Obecné principy - Články - Agromanual.cz. Profesionální informace pro agronomy - Agromanual.cz [online]. Copyright © 2018 [cit. 03.06.2019]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/technologie/pudni-blok-a-jeho-parametry-ve-vztahu-k-obhospodarovani-1-obecne-principy>

Quinton J. N. (1999): Detachment and transport of particle-bound P: processes and prospects for modelling. Phosphorus losses from agricultural soils: processes at the field scale. COST Action, 832: 61-65.

Ross D.J. (1970): Effects of storage on dehydrogenase activities of soil. Soil Biology and Biochemistry, 2: 55-61.

Saha S., Mina B.L., Gopinath K.A., Kundu S., Gupta H.S. (2008): Relative changes in phosphatase activities as influenced by source and application rate of organic composts in field crops. Bioresource Technology, 99: 1750–1757.

Schinner F., von Mersi W. (1990): Xylanase, Cm-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. Soil Biology and Biochemistry, 22: 511-515.

StatSoft, Inc, (2013): STATISTICA (Data Analysis Software System), Version 12002E.

Steiner C., Teixeira W.G., Lehman J., Nehls T., de Macêdo J.L.U., Blum W.E.M., Zech W. (2007): Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant and Soil 291: 275–290.

Stone J.R., Gilliam J.W., Cassel D.K., Daniels R.B., Nelson L.A., Kieiss H.J. (1985): Effects of erosion and landscape position on the productivity of Piedmont soils. Soil Science Society of America Journal, 49: 987–991.

Šarapatka B., Čáp L. (2013): Uplatněná certifikovaná metodika: Enzymy, jejich význam, funkce a metody stanovení jejich aktivit. ISBN 978-80-244-3361-5.

Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z. (2002): Kvalita a degradace půdy. Olomouc: Univerzita Palackého. ISBN 80-244-0584-9.

- Šarapatka B., Kršková M. (1997): Interactions between phosphatase activity and soil characteristics from some locations in the Czech Republic (Interakce mezi aktivitou fosfatáz a půdními charakteristikami ve vybraných lokalitách ČR.). *Rostlinná výroba*, 43: 415-419.
- Šarapatka B. a kolektiv (2010): *Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Bioinstitut, o. p. s., Olomouc ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí, Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy a Univerzitou Palackého v Olomouci, Šumperk, 440 s.
- Šarapatka B. (2014): *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 232 s. 1. vydání. ISBN 978-80-244-3736-1.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301-307.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1972): Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 4: 479-487.
- Tabatabai M.A. (1994): Soil enzymes. In Weaver R.W. (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. Soil Science Society of America, Book Series No. 5: 775-833.
- Trasar-Cepeda C., Leiros C., Gil-Sotres F., Seoane S. (1998): Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils* 26: 100-106.
- Verheijen F.G.A., Jones R.G.A., Rickson R.J., Smith, C.J. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, 94: 23-38.
- Wang S., Liang X., Chen Y., Luo Q., Liang W., Li S., Huang C., Li Z., Wan L., Li W., Shao X. (2012): Phosphorus loss potential and phosphatase activity under phosphorus fertilization in long-term paddy wetland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 161-167.
- Wischmeier W.H., Smith D.D., (1978): Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. In: U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook No. 537*, 57.

Xu Q., Jiang P., Wang H. (2010): Improvement of biochemical and biological properties of eroded red soil by artificial revegetation. *Journal of Soils and Sediments*, 10: 255–262.

Zbírál J., Honsa I., (Eds.). (2010): *Jednotné pracovní postupy – Analýza půd I. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno*: 290.

Zbírál J., Malý S., Váňa M. (Eds.). (2011): *Jednotné pracovní postupy – Analýza půd III. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno*: 253.

Zádorová T., Penížek V., Šefrna L., Drábek O., Mihaljevič M., Volf Š., Chuman T. (2013): Identification of Neolithic to Modern erosion–sedimentation phases using geochemical approach in a loess covered sub-catchment of South Moravia, Czech Republic. *Geoderma*, 195: 56–69.

Zhang Y.L., Sun C.X., Chen L.J., Duan Z.H. (2009): Catalytic potential of soil hydrolases in northeast China under different soil moisture conditions. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal/Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 9: 116-124.

Zhang Y.L., Chen L.J., Sun C.X., Wu Z.J., Chen Z.H., Dong G.H. (2010): Soil hydrolase activities and kinetic properties as affected by wheat cropping systems of northeastern China. *Plant Soil and Environment*, 56: 526–532.

Zhang X., Li Z., Tang Z., Zeng G., Huang J., Guo W., Chen X., Hirsh A. (2013): Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China, *Geomorphology*, 197: 137-144.

8 PŘÍLOHY

Příloha I

Šarapatka, B., Čáp, L., Bílá, P. (2018): The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes, In *Geoderma*, 314, 20-26.

[IF₂₀₁₆4,036]



The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes



Borivoj Sarapatka*, Ladislav Čap, Petra Bila

Department of Ecology and Environmental Sciences, Palacký University, Šlechtitelů 27, 771 46 Olomouc, Czech Republic

ARTICLE INFO

Handling Editor: Yvan Capowiez

Keywords

Soil
Water erosion
Deposition
Enzymes activity
Nutrients
Carbon

ABSTRACT

In recent decades erosion processes have influenced agricultural soil quality worldwide. In the Czech Republic the situation is made even worse by the fact that, in the post-war period, considerable changes occurred in land use during collectivisation of farm land, along with a significant increase in the average size of farmed plots. This led us to observe the changes in chemical and biochemical soil properties in the intensively farmed Chernozem region of south Moravia. According to the erosion/deposition model, 48 localities with erosional, depositional and control areas were chosen where soil samples were then taken from among maize crops. These samples were then analysed and the results were statistically processed. From the results of analysis of chemical properties relating to basic nutrients and soil organic matter, it is apparent that, in depositional areas of slopes, supplies of potassium and phosphorus were higher in comparison with erosional areas. The opposite trend was evident in calcium, where statistically significant higher levels were found in erosional areas of slopes, which is linked to the chemistry of soil-forming substrate. This trend also influenced pH. Differences were also found in characteristics relating to soil organic matter. Overall carbon and nitrogen content was significantly higher in depositional areas. There was a statistically conclusive difference in quality of organic matter in these areas expressed by the carbon content of humus matter, carbon in humic acids and the C:N ratio. The content and quality of organic matter influence biological and biochemical soil properties. In enzymes there was statistically higher activity of dehydrogenase, acid phosphatase, urease and nitrate reductase in depositional areas compared with erosional areas.

The results obtained indicate considerable differences in soil properties within individual plots of land, especially between erosional and depositional areas of slopes, and the conclusions of the study are applicable in planning anti-erosion defences and management measures in agro-ecosystems.

1. Introduction

Soil erosion, especially caused by water, is a serious world-wide environmental problem with a significant influence on production. The situation is no different in Europe and in the Czech Republic, as is evident from research data. The European Environment Agency (EEA) estimates that 12% of land in Europe is affected by water erosion. Panagos et al. (2015) describe an average yearly loss of arable land in Europe of up to 2.46 t/ha, while overall yearly loss in EU countries is estimated at 970 Mt. Globally, it is estimated that water erosion

mobilises 28 Pg soil per year (Quinton et al., 2010). In the Czech Republic, according to the latest figures (Collective, 2015) water erosion threatens more than 50% of agricultural land. Erosion reduces the soil's fertility, affects its productivity and has an influence on physical and chemical characteristics of the soil (Rhoton, 2002; Lal, 2003).

Damage to the surface of the soil, caused by raindrops, running water and deposited material, reduces infiltration and increases surface runoff (Pilgrim et al., 2010) during which the upper parts of the soil, including layers containing organic matter and nutrients, are translocated (Smith et al., 2001; Liu et al., 2003; Evans and Brazier, 2005). Thus, not only removal, but also deposit of material occurs on agricultural land. This means a redistribution of not only a significant proportion of mineral content and nutrients, but also soil organic carbon, to lower areas of a slope, with subsequent deposition (Lal, 2005; Heckrath et al., 2005; Zhang et al., 2006; Papiernik et al., 2007; Dungait et al., 2013). The quantity of C mobilised by erosion processes is described e.g. for the area of England and Wales, in figures of $0.20 - 0.76 \times 10^{12} \text{ g C yr}^{-1}$ (Quinton et al., 2006; Quinton et al., 2010). There are numerous factors influencing the fate of carbon in the soil as a result of erosion, transportation and deposition processes, and these are discussed in a review by Kirkels et al. (2014).

Research has shown that soil erosion can change not only the physical and chemical characteristics of the soil, but also biological characteristics such as microbial composition, abundance and activity (Xu et al., 2010; Hiltbrunner et al., 2012). This is also shown in research by Huang et al. (2013), which describes a significant reduction in microbial abundance as a result of water erosion. There are far more micro-organisms living in the surface layer of soil, which is transported, than in subsoil. Spatial distribution of micro-organisms to depositional areas of land has been recorded (Fierer et al., 2003). Some studies

describe how erosion processes have negative implications for erosional areas of a slope, and can have a positive influence on depositional areas, in terms of organic carbon as well as other soil characteristics (Ritchie et al., 2007). This could be in the form of plant nutrients, which are transported and lost along with eroded soil (Pimentel et al., 1995; Chambers et al., 2000; Palmer and Smith, 2013). This may be a factor which reduces microbial biomass and enzyme activity in erosional areas (Li et al., 2015b). This can affect mineralization of organic matter which is ensured in the soil by an extensive community of organisms with a wide range of metabolic processes enabled by enzyme activity (Nannipieri et al., 2002). Besides micro-organisms, we can also include enzymes among the main driving forces in soil biological processes (Stott et al., 2010; Jia et al., 2005). Enzyme activity is a more vital contributor to soil quality than soil nutrient (Dick, 1997), as all biological transformations in the soil are dependent on, or influenced by enzymes which are present in this environment (Tabatabai, 1994). Enzyme activity in the soil environment is influenced by disturbance processes, including erosion. The relationship between activity and disturbance is evaluated by Saiya-Cork et al. (2002), and the actual influence of erosion on enzyme activity in degraded soil is described by e.g. García and Hernández, (1997), Moreno-de las Heras, (2009).

Our research focused on an intensively-farmed Chernozem region, an area of the Czech Republic under the greatest threat of erosion. Especially as a result of post-war collectivisation of land and subsequent changes in farming methods, which led to reduction in grassland and an increase in average field size in this area (Šarapatka and Štěřba, 1998), over extensive areas of land it is possible to identify erosion-threatened and damaged areas of slopes, depositional areas and parts of slopes on which erosion is insignificant. There is

very little information in published literature on the influence of erosion processes on chemical and biochemical properties in extensive Chernozem land subjected to the aforementioned changes in land use and farm management. The aim of our research was therefore to evaluate the long-term influence of erosion processes, on different parts of slopes, on selected chemical properties relating to soil organic matter and basic nutrients, as well as on biochemical properties expressed by the activity of selected soil enzymes, with the consequent possibility of application of the results in planning anti-erosion measures and management interventions in agro-ecosystems.

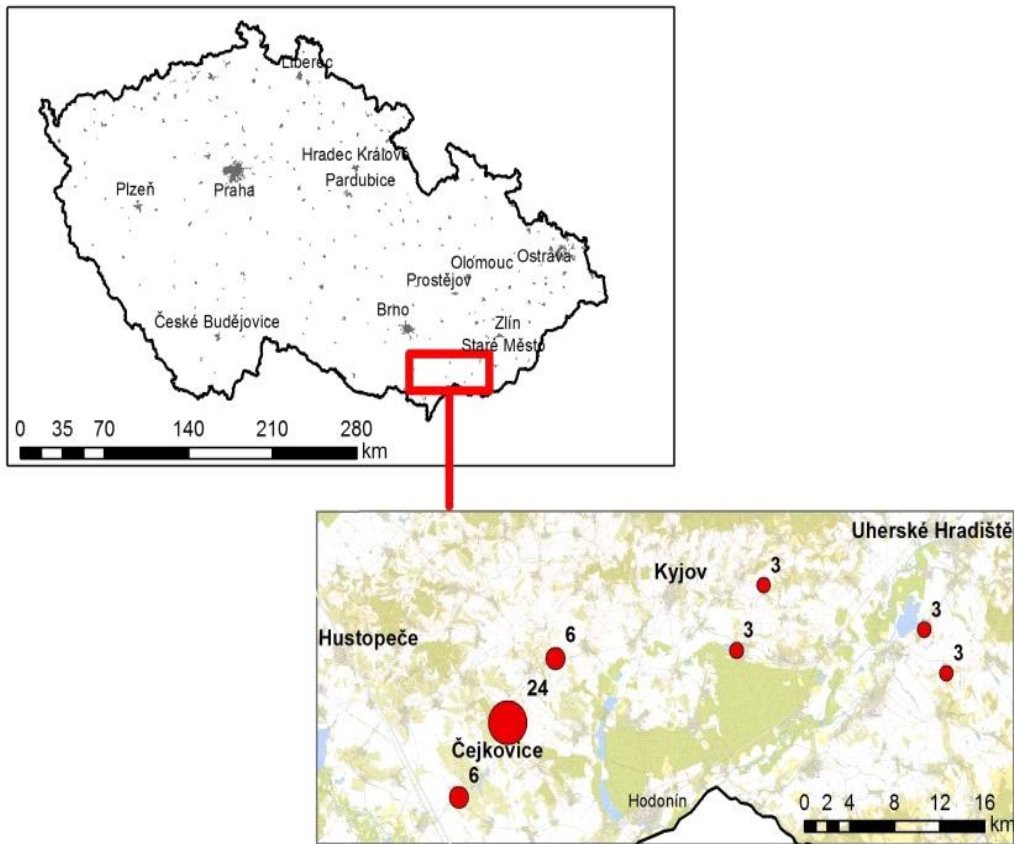
2. Materials and Methods

2.1. Selection of localities for erosion research

The research was carried out in a Chernozem area in South Moravia, Czech Republic, in the years 2013 - 2016 (Fig. 1). This area spans five districts, with a Chernozem acreage of 179,000 hectares, which is about 38% of the national agricultural land fund.

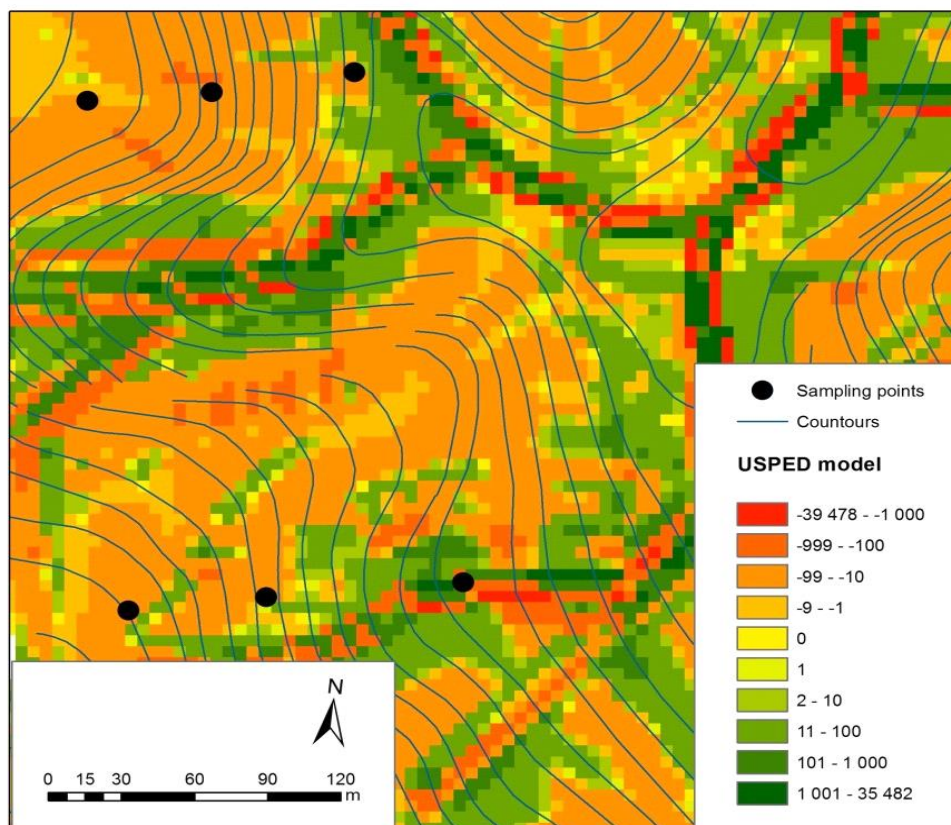
With the use of a map of estimated pedologic-ecological units (EPEU), which is the main basis for the qualitative differentiation of soil, climatic condition and agricultural land in the Czech Republic (Szturc and Podhrazska, 2013), defined on the basis of agronomically important, e.g. climatic region, main soil unit, slope, exposure, stoniness and soil depth, and is to a scale of 1:5000 or in digital form, plots of land with Chernozem soil type were selected, in chosen cadastral areas, on which maize had featured significantly in the crop rotation during the sampling period.

Fig. 1. Selection of areas of land for the study of the influence of erosion on selected soil characteristics, with the stated number of observed localities (sampling localities are marked in red).



On the areas of land chosen by means of the EPEU map, and erosion-threatened land identified by the Universal Soil Loss Equation (USLE/RUSLE) (Wischmeier and Smith, 1978; Renard et al., 1997), specific sampling locations were then selected with the use of the USPED model (Unit Stream Power - based Erosion Deposition) which predicts the spatial distribution of erosion and deposition rates for a steady state overland flow with uniform rainfall excess conditions for transport capacity limited case of erosion process (Mitasova et al., 1996; Mitas and Mitasova, 1998). Apparent locations with various intensities of erosion and deposition processes are expressed on a logarithmic scale (Fig. 2).

Fig. 2. Example of distribution of sampling locations in relation to intensity of erosion, or deposition.



2.2. Evaluation of soil properties and enzyme activity assay

Representative and homogenous soil samples were taken from 48 localities (in erosional and depositional areas, and also in pre-erosion areas – as a control) (Fig. 1) in maize crops, after selection of localities by means of the EPEU database and the models described in point 2.1, from the 0 – 30 cm layer using an Eijkelkamp soil probe according to International Standard (ISO 10381-1, 2002). For chemical analysis soil samples were air-dried and sieved for fractions smaller than 2 mm (ISO/DIS 11464, 2004), for biochemical analysis the samples were sieved as soon as possible after sampling and analysed (ISO 10381-6, 2009). In the acquired samples, soil properties were determined by means of the following procedures. C org. was determined after oxidation with a surplus solution of potassium

dichromate in a sulphuric acid environment, measuring the colour intensity by spectrophotometry (ISO 14235, 1998; Zbiral et al., 2011). Quality of organic matter was expressed by the proportion of humic acids and fulvic acids after extraction using an alkaline sodium pyrophosphate solution, with subsequent spectro-photometric measurement. The fractions of humus material were determined by means of a modified procedure according to Kononova and Bělčiková (1961), where C content of overall humic substances was determined by vaporisation of pyrophosphate leachate, the C content of fulvic acids was then determined in the acidified leachate, and C content of humic acids was determined after dissolving in a NaOH solution. To determine N_{tot} , the sample was oxidised with nitrogen peroxide in a concentrated sulphuric acid environment. After mineralization the digest was distilled into boric acid and the content of nitrogenous material was then determined by titration with a H_2SO_4 solution (ISO 11261, 1995; Zbiral et al., 2011). The soil reaction was determined as pH/ H_2O and pH/ $CaCl_2$ (ISO 10390, 2000; Zbiral and Honsa, 2010). Available nutrients (Ca, Mg, K and P) were determined by means of Mehlich 3 extraction solution (Mehlich, 1984; Zbiral and Honsa, 2010), with subsequent determination by means of atomic absorption spectrophotometry, atomic emission spectrophotometry and photometry.

Soil enzyme activity was measured in naturally moist samples by means of the spectrophotometric method. To determine protease activity casein was used as substrate and, subsequently, blue complex was measured colorimetrically (Ladd and Butler, 1972). In order to evaluate urease activity the soil samples were incubated with a urea solution. Released ammonia ions were extracted in a potassium chloride solution and measured colorimetrically (Tabatabai and Bremner, 1972). To determine activity of nitrate reductase, soil samples were incubated using KNO_3 as substrate. After incubation the released nitrite was extracted and

measured colorimetrically (Abdelmagid and Tabatabai, 1987). Cellulase activity was evaluated using CM-cellulose as a substrate. Oligosaccharides cause a reduction in potassium ferricyanide, which reacts with iron sulphate to produce a compound of potassium ferrocyanide, and this was measured colorimetrically (Schinner and von Mersi, 1990). Phosphate activity was measured using p-nitrophenyl phosphate as a substrate. The p-nitrophenol produced was extracted and measured photometrically (Tabatabai and Bremner, 1969). Dehydrogenase activity was monitored using triphenyl-tetrazolium chloride. The triphenyl formazan produced was extracted and measured photometrically (Ross, 1970).

2.3. Statistical evaluation

The results of analysis were processed in the STATISTICA program (StatSoft, 2013), in which the basic statistical characteristics of the group were processed and correlation was determined. Evaluation of the difference between individual groups was carried out using the non-parametric Wilcoxon paired sample test.

3. Results

The results of analysis of chemical and biochemical soil characteristics from 48 sampling locations were statistically evaluated in terms of the difference in these soil properties in source, erosional and depositional areas of slopes. The studied slopes are in specific conditions of combined erosion and deposition processes. From evaluation of the erosion or deposition processes, by means of USPED and also USLE/RUSLE models, it is apparent that, in the source - control area, both erosion and deposition processes are at the lowest level, and there is practically no resulting change in the soil environment.

In contrast, in erosional areas of slopes, erosion processes exceed deposition processes, while in depositional areas of slopes deposition processes predominate over erosion processes. From these results it is evident that, especially in erosional and depositional areas of slopes, there is either a significant loss of surface horizon, or depleted and eroded material is mixed into it. This is confirmed by both the average values of individual soil characteristics in various parts of slopes, given in Table 1, and the statistically significant differences between individual parts of slopes, given in Table 2. Selected examples are given in Figs. 3 - 6.

Table 1 Average values of soil characteristics, median and standard deviation in individual parts of slope.

Soil characteristics			
	C	E	D
K (mg/kg)	228.31, 201.00 (97.53)	171.50, 163.00 (48.09)	258.82, 273.00 (103.07)
Mg (mg/kg)	284.14, 257.00 (85.66)	261.36, 279.00 (69.20)	263.43, 272.00 (57.66)
P (mg/kg)	60.73, 47.00 (41.64)	34.92, 32.00 (18.87)	62.43, 54.00 (28.81)
pH/H ₂ O	7.64, 7.70 (0.31)	7.78, 7.79 (0.12)	7.63, 7.61 (0.23)
pH/CaCl ₂	7.53, 7.57 (0.27)	7.62, 7.66 (0.13)	7.48, 7.48 (0.22)
Ca (mg/kg)	6587.93, 6940.00 (2212.53)	7561.43, 8107.00 (2107.22)	5951.14, 6118.50 (1541.42)
C org. (%)	2.26, 2.23 (0.39)	1.98, 2.01 (0.36)	2.13, 2.07 (0.49)
N tot. (%)	0.16, 0.16 (0.03)	0.13, 0.13 (0.03)	0.16, 0.17 (0.03)
C:N	14.64, 13.84 (2.46)	15.04, 14.81 (2.43)	12.98, 12.58 (1.91)
C CHS (%)	0.37, 0.39 (0.16)	0.25, 0.24 (0.11)	0.40, 0.40 (0.20)
C HA (%)	0.19, 0.20 (0.11)	0.08, 0.09 (0.05)	0.21, 0.22 (0.12)
C FA (%)	0.18, 0.16 (0.07)	0.15, 0.13 (0.06)	0.17, 0.17 (0.05)
HA/FA	1.04, 0.97 (0.46)	0.58, 0.56 (0.36)	1.10, 1.19 (0.50)
Cellulase act. (µg GE/g DW/24h)	123.87, 111.60 (69.18)	115.51, 101.81 (60.28)	114.69, 103.94 (63.82)
Urease act. (µg N/g DW/2h)	930.06, 942.72 (317.25)	857.55, 856.33 (322.64)	988.33, 1034.16 (298.84)
Protease act. (µg tyr/g DW/2h)	90.58, 78.83 (58.93)	94.26, 91.54 (59.24)	90.50, 93.96 (59.52)
Nitrate reductase act. (µg N/g DW/2h)	1.80, 1.07 (1.724)	1.54, 1.11 (1.34)	2.21, 1.65 (2.14)
Dehydrogenase act. (µg TPF/g DW/16h)	4.11, 3.68 (2.70)	3.15, 3.32 (1.65)	4.37, 3.84 (2.45)
Acid Phosphatase act. (µg NP/g DW/h)	283.90, 261.93 (132.30)	198.80, 179.92 (86.38)	233.47, 210.36 (90.01)
Alkaline Phosphatase act. (µg NP/g DW/h)	435.25, 403.57 (167.45)	426.42, 396.56 (136.65)	446.28, 432.62 (104.11)

- C – control part, E – erosional part, D – depositional part
- First figure = average, second = median
- Figures in brackets give standard deviation.

Table 2 Statistically significant dependence (*p* value from Wilcoxon test) in observed soil characteristics in individual parts of slope.

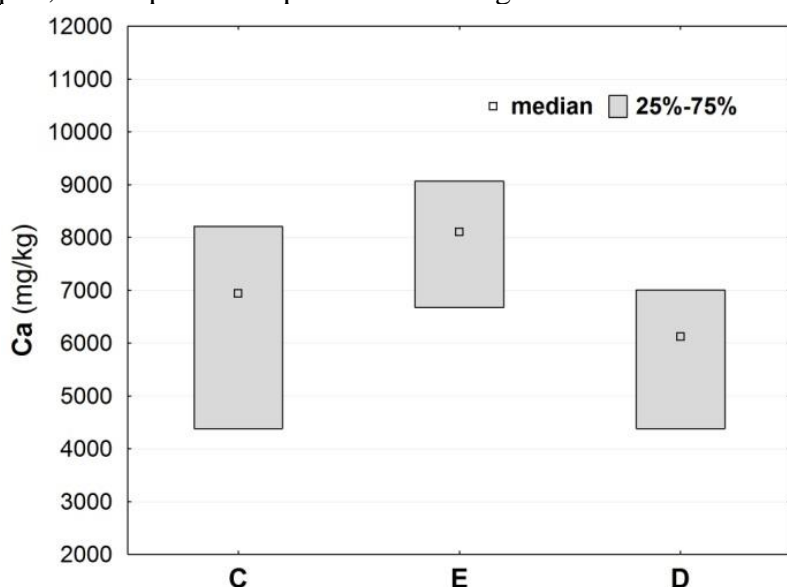
	Wilcoxon paired test (<i>p</i>) 2012 – 2016		
	C → E	C → D	E → D
K	0,001 ↓	0,018	0,000 ↑
Mg	0,209	0,550	0,889
P	0,000 ↓	0,090	0,001 ↑
pH/H₂O	0,000 ↑	0,007 ↓	0,000 ↓
pH/CaCl₂	0,007 ↑	0,150	0,000 ↓
Ca	0,020 ↑	0,032 ↓	0,000 ↓
C_{org.}	0,000 ↓	0,006 ↓	0,043 ↑
N_{tot.}	0,000 ↓	0,007 ↑	0,000 ↑
C:N	0,286	0,753	0,000 ↓
C CHL	0,000 ↓	0,018 ↑	0,000 ↑
C HA	0,000 ↓	0,014 ↑	0,000 ↑
C FA	0,012 ↓	0,041 ↓	0,108
HA/FA	0,000 ↓	0,003 ↑	0,000 ↑
Cellulase act.	0,354	0,892	0,837
Urease act.	0,149	0,154	0,000 ↑
Protease act.	0,987	0,953	0,756
Nitrate reduct. act.	0,102	0,279	0,033 ↑
Dehydrogen. act.	0,029 ↓	0,031 ↑	0,000 ↑
Acid phosph. act.	0,001 ↓	0,001 ↓	0,001 ↑
Alkaline phosph. act.	0,550	0,642	0,069

- C – control part, E – erosional part, D – depositional part
- C → E – differences between the control and erosional parts, the same marking is used for C → D and E → D.
- Statistically conclusive differences between individual parts are marked in red.
- Arrows beside individual statistically conclusive differences indicate the direction of change.

In terms of chemical properties, statistically significant differences were found in available potassium and phosphorus, where in deposition areas the supplies were respectively 50.9% and 78.8% higher compared with erosional areas. According to criteria

for evaluation of results of chemical analysis of agricultural land in CZ (Ministry of Agriculture, 1998) the content of P in erosional areas of slope was low, while in control areas and in depositional areas it was satisfactory. In terms of K content, these areas of slope were within the acceptable category, while depositional areas were a category higher, i.e. good K content. There were also differences in pH and Ca content where, by contrast, statistically significant higher values were found in erosional areas of slopes (Ca 27.1% higher) (Fig. 3).

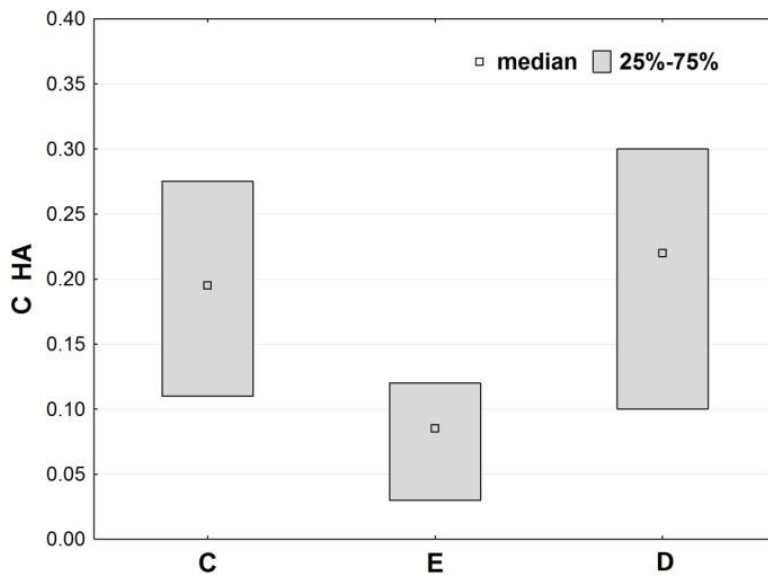
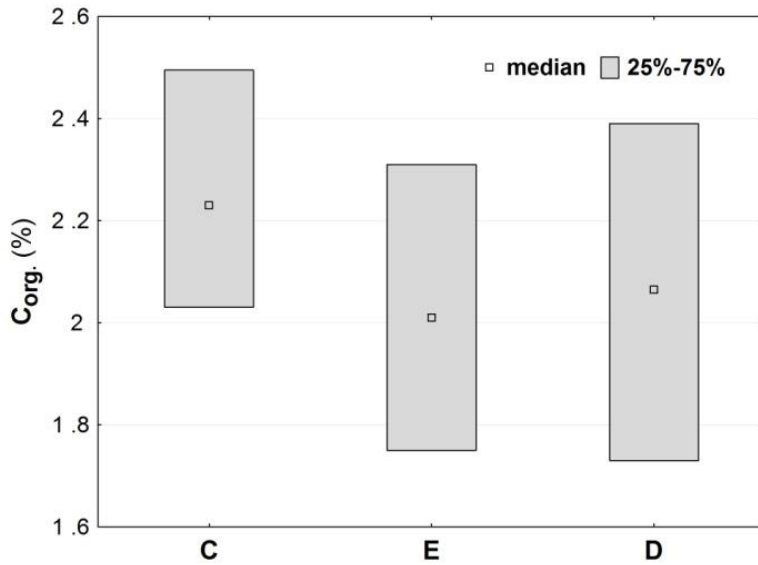
Fig. 3. Differences in Ca content in various parts of slopes with increasing content in erosional areas of slope. These increased levels of Ca, and therefore higher pH, relate to erosion of the surface horizon and the influence on the soil profile of the soil-forming substrate - loess with higher Ca content. C – control part (beginning of erosion), E – erosional part, D – depositional part. Bars bearing different letters are significantly different.



Differences were also found in characteristics relating to soil organic matter (Figs. 4 and 5). A statistically significant difference was found in content of soil organic matter, with higher levels in depositional areas of slopes. In overall nitrogen this was 23.1% higher, in organic carbon it was 7.6% higher. There was a statistically significant difference in quality of organic matter, in carbon humus matter this was 60.0% higher and in carbon humic acids it was 162.5% higher, again in depositional areas of slopes. The difference in C:N ratio was

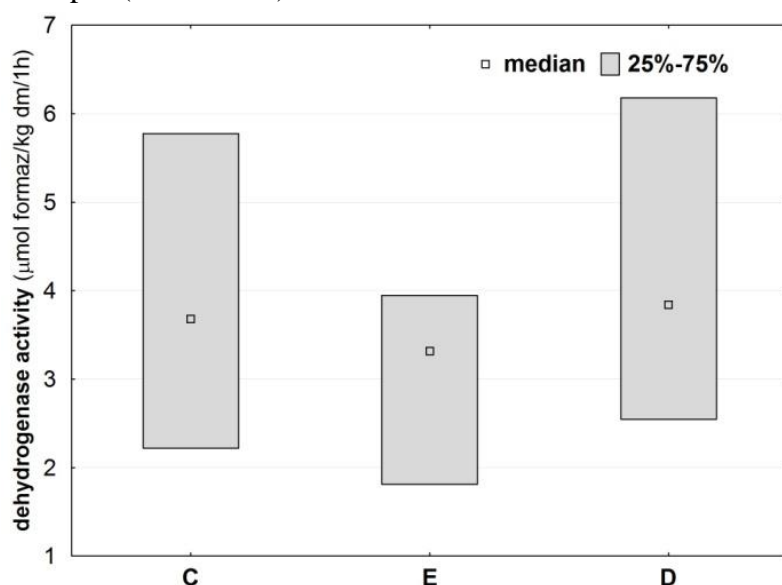
also statistically conclusive, with a wider ratio in erosional areas of slopes. There was also a difference in the ratio of humic acids and fulvic acids.

Figs. 4 and 5. Differences in $C_{org.}$ content and humus quality (C of humic acids) in various parts of slopes with reduced content in erosional areas. This reduced content in erosional areas of slopes was also recorded in terms of other chemical characteristics (see Table 2). C – control part (beginning of erosion), E – erosional part, D – depositional part. Bars bearing different letters are significantly different.



In comparison of erosional and depositional localities a statistically greater average value for enzyme activity was found in depositional areas of slopes, specifically a statistically higher average value of dehydrogenase (38.7% higher) (Fig. 6), acid phosphatase (17.4% higher), and also for urease and nitrate reductase.

Fig. 6. Differences in dehydrogenase activity in various parts of slopes. Reduced activity was recorded not only in terms of dehydrogenase, but also other enzymes in erosional areas of slopes (see Table 2).



Within research into soil properties a correlation was found, in relation to erosion processes, between individual studied characteristics. In terms of soil enzyme activity and characteristics relating to organic matter, these are given in Table 3. From these correlations, debated in the Discussion section, there is an apparent dependent relationship between content of carbon, or nitrogen, and the activity of 4 studied enzymes, while the quality of organic matter also proves to be significant.

Table 3, The interdependence of selected soil characteristics in relation to enzyme activity and soil organic matter.

	CE	UR	PR	NR	DE	AcP	AIP	Corg	Ntot	C:N	HA/FA
Cellulase (CE)	1.00										
Urease (UR)	-0.04	1.00									
Protease (PR)	0.33	0.02	1.00								
Nitrate Red. (NR)	0.26	0.43	-0.22	1.00							
Dehydrog. (DE)	-0.04	0.22	0.00	0.22	1.00						
Acid Phos..(AcP)	0.18	0.30	-0.19	0.34	-0.07	1.00					
Alk. Phosp. (AIP)	0.02	0.50	-0.05	0.19	0.16	0.42	1.00				
Corg.	0.24	0.13	0.27	0.21	-0.14	0.41	-0.23	1.00			
Ntot.	0.31	0.20	0.23	0.29	0.07	0.62	0.05	0.66	1.00		
C:N	-0.08	-0.11	0.04	-0.12	-0.26	-0.27	-0.38	0.43	-0.38	1.00	
HA/FA	0.27	0.11	0.22	0.28	-0.14	0.16	-0.12	0.64	0.55	0.12	1.00

4. Discussion

Erosion processes influence the physical, chemical and biological properties of soil. In terms of soil chemistry, several scientific studies (Polyakov and Lal, 2004; Papiernik et al., 2005; Papiernik et al., 2007; Nie et al., 2013) describe acceleration in loss of organic carbon, nitrogen and phosphorus as a result of erosion and spatial distribution of these materials on sloping land in relation to transport by water and disturbance during work on the land (Cerdá et al., 2007; Haile and Fetene, 2012). This is confirmed by our results, which show the increased content of available nutrients (potassium, phosphorus) and carbon in depositional areas of slopes.

Increased biological activity and microbial diversity in soil can be linked to the increasing content of individual elements, including carbon (Kallenbach and Grandy, 2011). In agreement with this study, our research also showed an increase in carbon in depositional

areas of slope. The increase we detected was roughly 1/3 lower than that stated in a study by Zádorová et al. (2015).

In terms of soil quality, it is not only the quantity of soil organic matter that is important, but also the quality of soil organic matter. The availability of carbon fractions is a very important factor for microbial biomass and activity (Lagomarsino et al., 2012; Tian et al., 2012). According to Ma et al. (2014), under erosion processes carbon is more available in depositional areas than in erosional areas. In relation to this, our research found a qualitative better composition of soil organic matter in depositional areas, which is confirmed by the greater content of overall humus material and humic acids in organic matter. In natural depressions there can be greater C storage potential and N mineralization rates during erosion processes (Tiemann and Grandy, 2015). This is also evident in the closer C:N ratio in depositional areas of slope.

As with soil chemical properties, so too with soil enzyme activity can higher levels be recorded in depositional areas rather than on hill slopes (Wicklins et al., 2016; Girvan et al., 2003) and relate to the content and quality of soil organic matter (Park et al., 2014). The influence of erosion on enzyme activity is confirmed in research presented e.g. by Li et al. (2015a), in which depositional areas showed greater microbial biomass and enzyme activity in comparison with erosional areas. Also Nie et al. (2015) state that the erosion type had an obvious effect on the activities of invertase, urease and alkaline phosphatase and on the slopes dominated by water erosion, the distribution patterns of the invertase and urease activities were associated with soil redistribution. In our research we noted a statistically conclusive higher activity of dehydrogenase, acid phosphatase, urease and nitrate reductase in depositional areas of slope in comparison with erosional localities. This is consistent with

a study by García and Hernández (1997), who proved the lower activity of dehydrogenase and catalase, thus indicating lower biological activity in degraded soils. Published studies describe a positive correlation between enzyme activity and organic C source (García-Ruiz et al., 2008; Li et al., 2015a; Hernández et al., 2015). In our study, positive correlation was found with C_{org} and N_{tot} observed in cellulase, protease, nitrate reductase and phosphatases. A broader C:N ratio had a negative influence on the activity of dehydrogenase and acid and alkaline phosphatases.

In contrast to the aforementioned results relating to organic matter, nutrients and soil enzyme activity, calcium content, and therefore pH values, are lower in depositional areas. On the other hand, we recorded higher content of calcium in erosional areas of slopes, which is proof of intensive erosion processes and the surface horizon being mixed with loess, which in the western European loess belt has 10 - 15% calcium carbonate content (Finke and Hutson, 2008). The influence of erosion processes on calcium content, as found in our study, corresponds with published results in similar fields by Hammerová et al. (2014). Papiernik et al. (2005) also describe a similar situation in prairie land, where increased pH is caused by increased carbonate concentration, while in concave slope positions, subsoil material is deposited over the original surface horizon (De Alba et al., 2004; Heckrath et al., 2005).

5. Conclusions

In the intensively-farmed area of south Moravia, with its distinctly widespread Chernozem soil, our research documented a considerable intensity of erosion processes with a subsequent influence on chemical and biochemical soil properties, in individual parts of

slopes. The intensity of water erosion in the studied region is confirmed in other studies, e.g. Zádorová et al. (2013), in that the erosion-formed colluvial horizon in the lower part of a slope can be up to 1 m in depth.

Changes in soil properties can even lead to reduced productivity and economic loss. Intensive erosion processes, as a result of inappropriate land use and management, can lead not only to the changes in soil properties we have studied, but also to change in soil type (Obršlík, 2004) relating to the reduced extent of Chernozem soils giving way to colluvial soils or calcavic regosols. All these changes brought about by water erosion do not relate purely to productivity, but also to non-production functions of soil. Both of these categories should be given greater attention in future research.

Acknowledgements

This research was carried out with the help of grants from the National Agency for Agricultural Research of the Czech Republic no. QJ1630422 and QK1720303.

References

- Abdelmagid, H.M., Tabatabai, M.A., 1987. Nitrate reductase activity of soils. *Soil Biol. Biochem.* 4, 421–427.
- Cerdá, A., Imeson, A.C., Poesen, J., 2007. Soil water erosion in rural areas. *Catena* 71, 191–252.
- Chambers, B.J., Garwood, T.W.D., Unwin, R.J., 2000. Controlling soil water erosion and phosphorus losses from arable land in England and Wales. *J. Environ. Qual.* 29, n 145–150.

- Collective, 2015. Situační a výhledová zpráva půda (Report on current and anticipated state of soil). Czech Ministry of Agriculture. (in Czech).
- De Alba, S., Lindstrom, M.J., Schumacher, T.E., Malo, D.D., 2004. Soil landscape evolution due to soil redistribution by tillage: a new conceptual model of soil catena evolution in agricultural landscapes. *Catena* 58, 77–100.
- Dick, R.P., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., (Eds.): Biological indicators of soil health. CAB International Wallingford, 121–156.
- Dungait, J.A., Ghee, C., Rowan, J.S., McKenzie, B.M., Hawes, C., Dixon, E.R., Paterson, E., Hopkins, D.W., 2013. Microbial responses to erosional redistribution of soil organic carbon in arable fields. *Soil Biol. Biochem.* 60, 195–201.
- Evans, R., Brazier, R., 2005. Evaluation of modelled spatially distributed predictions of soil erosion by water versus field-based assessments. *Environ. Sci. Policy* 8, 493–501.
- Fierer, N., Schimel, J.P., Holden, P.A., 2003. Variation in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biol. Biochem.* 35, 167–176.
- Finke, P.A., Hutson, J.L., 2008. Modelling soil genesis in calcereous loess. *Geoderma* 145, 462–479.
- García, C., Hernández, T., 1997. Biological and biochemical indicators in direlict soils subject to erosion. *Soil Biol. Biochem.* 29, 171–177.
- García-Ruiz, R., Ochoa, V., Hinojosa M.B., Carreira J.A., 2008. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2137–2145.

- Girvan, M.S., Bullimore, J., Pretty, J.N., Osborn, A.M., Ball, A.S., 2003. Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 1800–1809.
- Haile, G.W., Fetene, M., 2012. Assessment of soil erosion hazard in Kilie catchment, East Shoa, Ethiopia. *Land Degrad. Dev.* 23, 293–306.
- Hammerová, H., Jandák, J., Hrabovská, B., Šimečková, J., 2014. The detailed characterization of land treated by water erosion with soil type chernozem on loess at Dambořice. *MENDELNET 2014*, 250–254.
- Heckrath, G., Djurhuus, J., Quine, T.A., Van Oost, K., Govers, G., Zhang, Y., 2005. Tillage erosion and its effect on soil properties and crop yield in Denmark. *J. Environ. Qual.* 34, 312–324.
- Hernández, T., Garcia, E., Garcia, C., 2015. A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. *Soil Biol. Biochem.* 89, 61–71.
- Hiltbrunner, D., Schulze, S., Hagedorn, F., Schmidt, M.W.I., Zimmermann, S., 2012. Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma* 170, 369–377.
- Huang, J., Li, Z., Zeng, G., Zhang, J., Li, J., Nie, X., Ma, W., Zhang, X., 2013. Microbial response to simulated water erosion in relation to organic carbon dynamics on a hilly cropland in subtropical China. *Ecol. Eng.* 60, 67–75.
- ISO 11261, 1995. *Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method.* International Organization for Standardization.

- ISO 14235, 1998. *Soil Quality* – Determination of organic carbon in soil by sulfochromic oxidation. International Organization for Standardization.
- ISO 10390, 2000. *Soil Quality* – Determination of pH. International Organization for Standardization.
- ISO 10381-1, 2002. *Soil quality* – Sampling. Guidance on the design of sampling programmes. International Organization for Standardization.
- ISO/DIS 11464, 2004. *Soil quality* – Pretreatment of samples for physico-chemical analyses. International Organization for Standardization.
- ISO 10381-6, 2009. *Soil quality* – Sampling. Guidance on the collection, handling and storage of soil under aerobic conditions for the assessment of microbiological processes, biomass and diversity in the laboratory. International Organization for Standardization.
- Jia, G., Cao, J., Wang, C., Wang, G., 2005. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. *Forest Ecol. Manag.* 217, 117–125.
- Kallenbach, C., Grandy, A.S., 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: a meta-analysis. *Agr. Ecosyst. Environ.* 144, 241–252.
- Kirkels, F.M.S.A., Cammeraat, L.H., Kuhn, N.J., 2014. The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes – A review of different concepts. *Geomorphology* 226, 94–105.
- Kononova, A.L., Bělčiková, I.C., 1961. Uskorenyje metody opradělenija sostava gumusa minerálních počv. *Počvovedenije* 10, 130–136.

- Ladd, J.N., Butler, J.H.A., 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4, 19–30.
- Lagomarsino, A., Grego, S., Kandeler, E., 2012. Soil organic carbon distribution drives microbial activity and functional diversity in particle and aggregate-size fractions. *Pedobiologia* 55, 101–110.
- Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment* 29, 437–450.
- Lal, R., 2005. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Till. Res.* 81, 137–142.
- Li, Z., Xiao, H., Tang, Z., Huang, J., Nie, X., Huang, B., Ma, W., Lu, Y., Zeng, G., 2015a. Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China. *Eur. J. Soil Biol.* 71, 37–44.
- Li, J., Cooper, J.M., Lin, Z., Li, Y., Yang, X., Zhao, B., 2015b. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Appl. Soil Ecol.* 96, 75–87.
- Liu, S., Bliss, N., Sundquist, E., Huntington, T.G., 2003. Modeling carbon dynamics in vegetation and soil under the impact of soil erosion and deposition. *Global Biogeochem. Cy.* 17(2), 1074: 43.1–43.29.
- Ma, W., Li, Z., Ding, K., Huang, J., Nie, X., Zeng, K., Wang, S., Liu, G., 2014. Effect of soil erosion on dissolved organic carbon redistribution in subtropical red soil under rainfall simulation. *Geomorphology* 226, 217–225.
- Mehlich, A., 1984. Mehlich No. 3 soil test extractant: A modification of Mehlich No. 2. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15, 1409–1416.

- Ministry of Agriculture, 1998. Vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků. (Regulation No. 275/1998 – agrochemical testing of agricultural and forest soils). (In Czech).
- Mitas, L., Mitasova, H., 1998. Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention. *Water Resources Research* 34(3): 505–516.
- Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L.R., 1996. Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of GIS* 10/5: 629–641.
- Moreno-de las Heras, M., 2009. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149, 249–256.
- Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P., 2002. Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: Burns, R. G., Dick, R. P., (Eds.): *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications*. Marcel Dekker, New York, USA, 1–33.
- Nie, X.J., Zhao, T.Q., Qiao, X.N., 2013. Impacts of soil erosion on organic carbon and nutrient dynamic in an alpine grassland soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* 59, 660–668.
- Nie, X., Zhang, J., Gao, H., 2015. Soil enzymes activities on eroded slopes in the Sichuan Basin, China. *Pedosphere* 25(4), 489–500.
- Obršlík, J., 2004. Antropogenní vlivy v podhůří Ždánického lesa. *Acta universitatis agriculturae et silviculturae Mendeliana Brunensis* 5, 47–60 (In Czech).
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Env. Sci. Policy* 54, 438–447.

- Palmer, R.C., Smith, R.P., 2013. Soil structural degradation in SW England and its impact on surface-water runoff generation. *Soil Use and Management* 29, 567–575.
- Papiernik, S.K., Lindstrom, M.J., Schumacher, J.A., Farenhorst, A., Stephans, K.D., Schumacher, T.E., Lobb, D.A., 2005. Variation in soil properties and crop yield across an eroded prairie landscape. *J. Soil Water Conserv.* 60, 388–395.
- Papiernik, S.K., Lindstrom, M.J., Schumacher, T.E., Schumacher, J.A., Malo, D.D., Lobb, D.A., 2007. Characterization of soil profiles in a landscape affected by long term tillage. *Soil Till. Res.* 93, 335–345.
- Park, J.H., Meusburger, K., Jang, I., Kang, H., Alewell, Ch., 2014. Erosion-induced changes in soil biogeochemical and microbiological properties in Swiss Alpine grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 69, 382–392.
- Pilgrim, E.S., Macleod, C.J.A., Blackwell, M.S.A., Bol, R., Hogan, D.V., Chadwick, D.R., Cardenas, L., Misselbrook, T.H., Haygarth, P.M., Brazier, R.E., Hobbs, P., Hodgson, C., Jarvis, S., Dungait, J., Murray, P.J., Firbank, L.G., 2010. Interactions among agricultural production and other ecosystem services delivered from European temperate grassland systems. *Adv. Agron.* 109, 117–154.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., Nenair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117–1123.
- Polyakov, V.O., Lal, R., 2004. Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. *Soil Sci.* 169, 590–599. Quine, T.A., Van Oost, K., 2007. Quantifying carbon sequestration as a result of soil erosion and deposition: retrospective assessment using caesium-137 and carbon inventories. *Glob.Chang. Biol.* 13, 2610–2625.

- Quinton, J.N., Catt, J.A., Wood, G.A., Steer, J., 2006. Soil carbon losses by water erosion: experimentation and modeling at field and national scales in the UK. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112, 87–102.
- Quinton, J.N., Govers, G., Van Oost, K., Bardgett, R.D., 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nat. Geosci.* 1, 430–437.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., (coordinators), 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No.703, 404 pp.
- Rhoton, F.E., Shipitalo, M.J., Lindbo, D.L., 2002. Runoff and soil loss from midwestern and southwestern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil Till. Res.* 66, 1–11.
- Ritchie, J.C., McCarty, G.W., Venteris, E.R., Kaspar, T., 2007. Soil and soil organic carbon redistribution on the landscape. *Geomorphology* 89, 163–171.
- Ross, D.J. 1970. Effects of storage on dehydrogenase activities of soil. *Soil Biol. Biochem.* 2, 55–61.
- Saiya Cork, K., Sinsabaugh, R., Zak, D., 2002. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1309–1315.
- Šarapatka, B., Štěřba, O., 1998. Optimization of agriculture in relation to the multifunctional role of the landscape. *Landsc. Urban Plan.* 41/2, 145–148.
- Schinner, F., von Mersi, W., 1990. Xylanase, CM-cellulase and invertase activity in soil: An improved method. *Soil Biol. Biochem.* 22, 511–515.

- Smith, S.V., Renwick, W.H., Buddenmeier, R.W., Crossland, C.J., 2001. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochem. Cy.* 15, 697–707.
- StatSoft, Inc., 2013. STATISTICA (data analysis software system), version 12002E.
- Stott, D.E., Andrews, S.S., Liebig, M.A., Wienhold, B.J., Karlen, D.I., 2010. Evaluation of β -glukosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment Framework. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 107–119.
- Szturc, J., Podhrazska, J., 2013. Assessment the update of estimated pedologic-ecological unit in selected cadastral area of Teschen Silesia. MendelNet, 318–323, available from: https://mnet.mendelu.cz/mendelnet2015/articles/66_szturc_1102.pdf.
- Tabatabai, M.A., 1994. Soil Enzymes. In: Weaver, R. W. et al., editors. Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. Soil Science Society of America, Book Series No. 5, 775–833.
- Tabatabai, M.A., Bremner J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301–307.
- Tabatabai, M.A., Bremner J.M., 1972. Assay of urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 4, 479–487.
- Tian, J., Fan, M., Guo, J., Marschner, P., Li, X., Kuzyakov, Y., 2012. Effects of land use intensity on dissolved organic carbon properties and microbial community structure. *Eur. J. Soil Biol.* 52, 67–72.
- Tiemann, L., Grandy, A.S., 2015. Mechanisms of soil C storage in bioenergy cropping systems. *Global Chang. Biol.. Bioenergy* 7, 161–174.

- Wicklins, K., Grandy, S.A., Kravchenko, A.N., 2016. Going with the flow: Landscape position drives differences in microbial biomass and activity in conventional, low input, and organic agricultural systems in the Midwestern U.S. *Agr.Ecosyst. Environ.* 218, 1–10.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537, 57 pp.
- Xu, Q., Jiang, P., Wang, H., 2010. Improvement of biochemical and biological properties of eroded red soil by artificial revegetation. *J.Soil Sediment.* 10, 255–262.
- Zádorová, T., Penížek, V., Šefrna, L., Drábek, O., Mihaljevič, M., Volf, Š., Chuman, T., 2013. Identification of Neolithic to Modern erosion–sedimentation phases using geochemical approach in a loess covered sub-catchment of South Moravia, Czech Republic. *Geoderma* 195–196, 56–69.
- Zádorová, T., Penížek, V., Vašát, R., Žížala, D., Chuman, T., Vaněk, A., 2015. Colluvial soils as a soil organic carbon pool in different soil regions. *Geoderma* 253–254, 122–134.
- Zbiral, J., Honsa, I. (Eds.), 2010. Jednotné pracovní postupy – Analýza půd I. (Methods of soil analysis, part I). Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture Brno, 290 pp. (In Czech).
- Zbiral, J., Malý, S., Váňa, M. (Eds.), 2011. Jednotné pracovní postupy – Analýza půd III. (Methods of soil analysis, part III). Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture Brno, 253 pp. (In Czech).
- Zhang, J., Quine, T.A., Ni, S., Ge, F., 2006. Stock and dynamics of SOC in Relation to soil redistribution by water and tillage erosion. *Global Chang. Biol.* 12, 1834–1841.

Příloha II.

Bílá P., Šarapatka B., Čáp L.: (2016): The influence of type and dosage of exogenous organic matter on chosen biochemical soil properties. *Soil & Water Res.*, 11: 220-227

[IF₂₀₁₆0,934]

The Influence of Type, Composition and Dosage of Exogenous Organic Matter on Selected Biochemical Soil Properties

PETRA BÍLÁ, BOŘIVOJ ŠARAPATKA and LADISLAV ČÁP

*Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University
Olomouc, Olomouc, Czech Republic*

Abstract

Bílá P., Šarapatka B., Čáp L. (2016): The influence of type and dosage of exogenous organic matter on chosen biochemical soil properties. *Soil & Water Res.*, 11: 220–227.

Organic matter in soil is exposed to decomposition and other changes, and excessive loss of such matter is one of the most serious forms of degradation. One of the possible solutions to this problem is the application of various types of organic matter. These include exogenous organic matter (EOM), which originates, to a large extent, outside the agro-ecosystem. The aim of the presented research was to evaluate the influence of type and dosage of applied EOM on soil characteristics, specifically on the activity of selected soil enzymes which can respond quite sensitively to changes in land management as well as changes in environmental conditions. Nitrogen was supplied to the soil in a combination of organic and mineral fertilizers: in variants from 0–100% in various types of EOM, and 0–100% in mineral form respectively, with a resulting dosage of 200 kg N/ha. Enzymes from the N, P and C cycles were chosen for evaluation of the influence of EOM on enzyme activity, focusing on the activity of urease, phosphatase and cellulase. In the research it was proven that application of EOM leads to relatively rapid changes in enzyme activity. Soil micro-organisms, and the processes they control, showed varying sensitivity to EOM application. Enzyme activity (cellulase, acid and alkaline phosphatase) was generally stimulated by the highest dosage of the tested EOM. This was not statistically confirmed in the case of urease activity. The research also confirmed that the decisive factor for cellulase, acid and alkaline phosphatase activity was the amount of carbon, nitrogen and phosphorus supplied via EOM. The ratio of C : N in the applied EOM had an influence on the activity of urease and a slight dependence was proven in cellulase activity and acid phosphatase activity.

Keywords: enzyme activity; exogenous organic matter; phosphorus; soil, carbon

INTRODUCTION

Soil organic matter in agro-ecosystems comprises of all organic compounds present in the soil (DIACONO & MONTEMURRO 2010), including plant residue in various stages of decomposition, microorganisms, metabolites of microorganisms produced during their growth and decomposition, and humic compounds. This organic matter breaks down and

excessive loss of such matter is one of the most serious degradation factors. This problem is evident in the Czech Republic, where humus loss is at a rate of 5 – 15% on drained land and in soil on light-grained substrate, however the greatest danger of this form of soil degradation is due to inadequate supply of good-quality organic matter (MINISTRY OF AGRICULTURE 2015). Therefore the recommendation is for types of management which lead to an increase in the carbon content of soil (VAN CAMP *et al.* 2004). One possible solution is the application of various types of exogenous organic matter (EOM), such as sewage plant slurry, bi-products from the food industry, composted waste from industrial production or communal waste, biogas fermentation waste, digestates, bonemeal and farmyard manure (DIACONO & MONTEMURRO 2010), which influence physical, chemical and biological properties/characteristics. As with chemical and physical parameters, biological soil parameters are also sensitive to changes in the form of soil management or changes in environmental conditions, but react to these changes much more quickly (LYNCH *et al.* 2004). Although the influence of the supply of organic matter on soil characteristics has been extensively tested, unlike the influence on physical and chemical characteristics (GONG *et al.* 2009; GUO *et al.* 2012), there has been little research in terms of biological characteristics.

The ability of microorganisms to effectively ensure the transfer of organic compounds (decomposition, mineralisation, immobilization of nutrients) is dependent on their ability to react quickly to changes in external conditions, such as substrate input. Soil microorganisms, including the enzymes they produce, contribute to overall biological activity as they are closely involved in the catalytic reaction essential for stabilization of soil structure and decomposition of organic matter (ALLISON & VITOUSEK 2005), mineralization and the nutrient cycle (TABATABAI 1994; DICK *et al.* 1994), transfer of energy and quality of the environment. Therefore, soil microorganisms influence not only the current content of available nutrients, chemical and physical characteristics, but consequently also primary production (RUTIGLIANO *et al.* 2004).

Biochemical transformations in the soil environment are dependent on the presence of relevant enzymes, and many transformations of organic matter may be catalysed by enzymes which occur outside microorganism cells (BURNS *et al.* 2013). A plant's root system and an individual soil may therefore be characterized by a unique composition of

specific enzymes (MARINARI *et al.* 2014), and enzyme activity is thus a suitable instrument for evaluation of the functional diversity of microbial communities and one of the indicators of soil quality (KUJUR *et al.* 2014). Soil enzymes are sensitive to changes in conditions caused by agrotechnical interventions and agricultural management, and react to changes much sooner than other soil parameters (LYNCH *et al.* 2004; ODLARE *et al.* 2008; ŠARAPATKA *et al.*, 2014), and enzyme activity obtains greater stimulation from organic material than from mineral fertilizer (MARINARI *et al.* 2000).

The main aim of our research was to evaluate the influence of the application of various types and dosage of exogenous organic matter (of both agricultural and industrial origin) on the activity of selected soil enzymes. Emphasis was put on the influence on soil enzyme activity, in relation to the composition of organic matter, expressed as the basic macro-elements supplied via EOM, i.e. C, N and P. The enzymes selected were from the N, P and C cycles, namely urease, phosphatases and cellulase.

MATERIAL AND METHODS

Study site. The research was carried out in 2013 and 2014 in small-parcel field trials in the Pusté Jakartice locality of the Czech Republic (50°34'02.6" N, 16°48'07.1" E), 295 m a.s.l. The soil was classified as luvisol with pseudogleyic properties with the following basic soil characteristics: C_{org} – 1.131 %, pH 6.5, soil colloid fraction 28 – 31 %, supply of available nutrients in Mehlich 3 solution: P – 101 mg.kg⁻¹, K – 209 mg.kg⁻¹, Mg – 90 mg.kg⁻¹, Ca – 1820 mg.kg⁻¹. The average precipitation for the locality is 640mm and the average annual temperature is 8.0°C. In both years maize was grown on the plots of land, N K Terada FAO 26 variety in 2013 and Ułan – FAO 270 in 2014.

Experimental design and soil sampling. The field trial, carried out on randomly assigned blocks of land, comprised of 10 combinations of fertilization, where each combination was repeated 4 times. The area of each individual land parcel was 25 m². EOM with varying parameters was applied to the soil (Tab. 1) in the form of compost made from

farmyard manure (Ag), bone meal (Mb) made from by-products of animal origin, and industrial compost (Ra) made from sludge from waste-water treatment plants, sawdust and biologically degraded waste from parks and gardens.

Table 1. Chemical composition of organic fertilizers tested in field trial (Source: NIEDŹWIECKI *et al.* 2015)

Tested fertilizer	Short form	Total Carbon %	Total Nitrogen %	C:N	Total Phosphorus %
Bone meal	Mb	40.1	8.4	4.77	6.42
Industrial compost	Ra	17.9	2.3	7.78	0.75
Compost	Ag	24.1	2.6	9.27	3.35

The same level of fertilization with nitrogen was set for all variants ($200 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), but the ratio of nitrogen supplied by organic or mineral fertilizer (ammonium nitrate) varied, as described in Tab. 2. One-off fertilization with other nutrients (P, K, Ca, Mg) was carried out in autumn 2012 to ensure a good supply of accessible nutrients.

Table 2. Test variants and nitrogen supplied via EOM and mineral fertilizer

Variant number	Variant, EOM	N supplied via EOM (% , $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$)	N supplied via NH_4NO_3 (% , $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$)
1	Control	0, 0	100, 200
2, 5, 7	Mb, Ra, Ag	50, 100	50, 100
3, 6, 9	Mb, Ra, Ag	75, 150	25, 50
4, 7, 10	Mb, Ra, Ag	100, 200	0, 0

Organic material was applied in spring 2013, specifically on 30. 4. and 21. 5. (Mb), and on 22. 4. 2014 the following year (Tab. 3). Soil samples were taken from the 0 – 0.2 m horizon, for analysis, one month after application, on 10. 6. 2013 (24. 6. 2013 – Mb) and on 6. 5. 2014. After the maize was harvested soil samples were again taken in autumn on 6. 11. 2013 and 24. 9. 2014. Exogenous organic matter was worked into the soil to depths of 15 – 20cm.

Table 3. Interventions on trial plots

Month/Year	Intervention	Month/Year	Intervention
IV/2013	soil tillage	IV/2014	soil tillage
V/2013	sowing	IV/2014	sowing
VI/2013	soil sampling	V/2014	soil sampling
X/2013	harvest	IX/2014	harvest
XI2013	soil sampling	IX/2014	soil sampling

Soil enzyme activity assay. Soil enzyme activity was measured in naturally moist samples by means of the spectrophotometric method. In order to evaluate urease activity the soil samples were incubated with a urea solution. Released ammonia ions were extracted in a potassium chloride solution and measured colorimetrically at 690 nm (TABATABAI & BREMNER 1972). Cellulase activity was evaluated using CM-cellulose as a substrate. Oligosaccharides cause a reduction in potassium ferricyanide, which reacts with iron sulphate to produce a compound of potassium ferrocyanide, and this was measured colorimetrically (SCHINNER & VON MERSI 1990). Phosphate activity was measured using p-nitrophenyl phosphate as a substrate. The p-nitrophenol produced was extracted and measured photometrically at a wavelength of 400 nm (TABATABAI & BREMNER 1969).

Statistical evaluation of results. The results obtained were evaluated by means of the STATISTICA programme (StatSoft, Ver.12) with analysis of correlation dependence (Pearson coefficient), testing the difference between groups (parametric comparison, ANOVA, Tukey test). Results were processed twice a year (both in spring and autumn). Greater statistical dependence was confirmed in the spring period in both years of the study,

after application of organic matter, compared with the autumn period. With regard to the size of the file, only an evaluation of the whole extensive file of results from both years is presented in this paper.

RESULTS

Statistical evaluation showed relationships to the activity of individual soil enzymes, including a relationship to the amount of organic matter applied, as is shown in Table 4.

Table 4. Correlation between the activity of individual studied enzymes and the amount of EOM applied.

	CM-cellulase activity	Acid phosphatase activity	Alkaline phosphatase activity	Urease activity	Amount of EOM applied
CM-cellulase activity		**	**	*	**
Acid phosphatase activity	**		-	**	-
Alkaline phosphatase activity	**	-		-	-
Urease activity	*	**	-		-
Amount of EOM applied	**	-	-	-	

* Correlation to $p < 0.05$ ** Correlation to $p < 0.01$ - No correlation proven

EOM – exogenous organic matter

In two-way factor analysis of variance for dosage and type of EOM, no significant interaction was found. The results of single-factor statistical evaluation of soil enzyme activity proved significant differences in activity of cellulase, acid and alkaline phosphatase

depending on the dosage and type of EOM. The control variant where only mineral N fertilizer was applied, i.e. no application of organic matter, formed a statistically different group than the variants with organic fertilization. The organic fertilizer variants were divided into other statistically different groups. No statistically conclusive differences were found between variants in terms of urease activity.

Activity of cellulase, acid and alkaline phosphatase was greatest in variants with highest amounts of EOM and with 100% N supplied via this organic matter. With reduced EOM dosage the soil enzyme activity decreased. This trend is shown in the activity of cellulase, acid and alkaline phosphatase as illustrated in Figures 1. In urease activity, no dependence was statistically confirmed, therefore no trends for urease are shown in the following graphs.

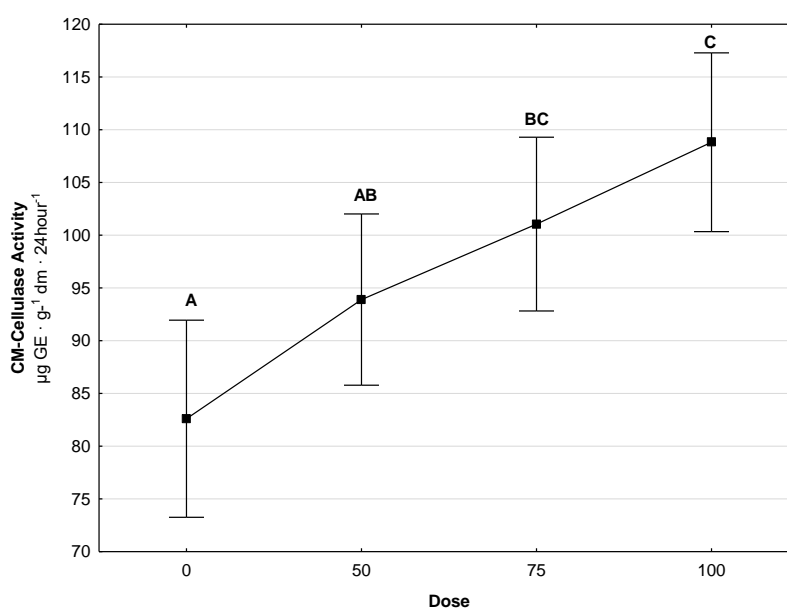


Figure 1a. Cellulase activity depending on EOM dosage and statistically conclusive similarity of groups (A – C) in terms of soil enzyme activity depending on EOM and N dosage supplied by EOM, irrespective of the influence of the type of EOM (Tukey test, $p < 0.05$).

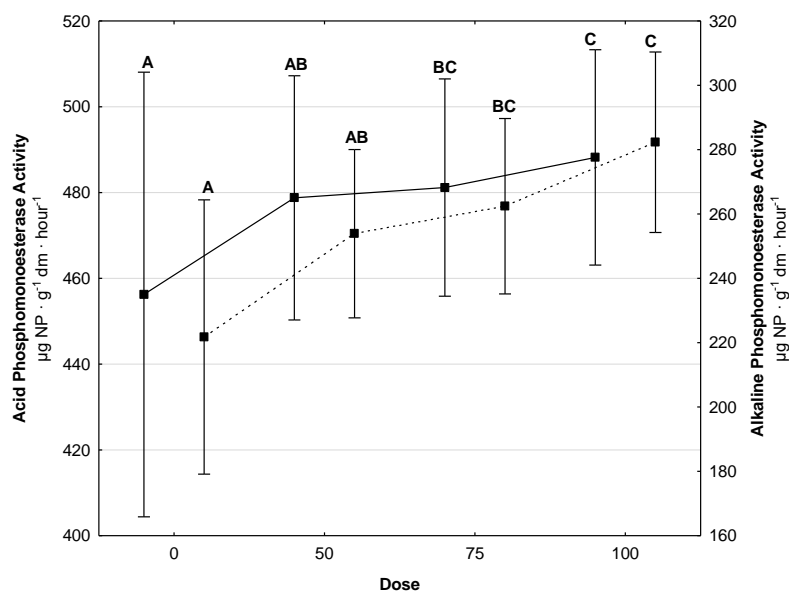


Figure 1b. Acid and alkaline phosphatase activity depending on EOM dosage and statistically conclusive similarity of groups (A – C) in terms of soil enzyme activity depending on EOM and N dosage supplied by EOM, irrespective of the influence of the type of EOM (Tukey test, $p < 0.05$).

Evaluation did not focus only on EOM dosage, but also considered the dependence on individual type of exogenous organic matter applied. As with dosage, study of EOM type also proved that there were statistically different groups, where the control variants differed from the variants where various types of EOM was applied. Statistically different groups in the control variants, as well as in individual variants, are for cellulase and both acid and alkaline phosphatase activity after application of tested EOMs shown in Figures 2.

Cellulase activity was most-profoundly influenced by the application of both compost made from farmyard manure and industrial compost, i.e. organic fertilizer, which was applied in greater amounts and had a wider ratio of C:N compared with applied bone meal. Acid phosphatase activity showed the highest level after application of bone meal, where this organic matter had the highest content of phosphorus and nitrogen of all forms of applied EOM. Alkaline phosphatase activity was similarly significantly influenced by the application of bone meal. A high level of activity was also apparent after application of farmyard manure compost, in which the overall content of phosphorus was also relatively high.

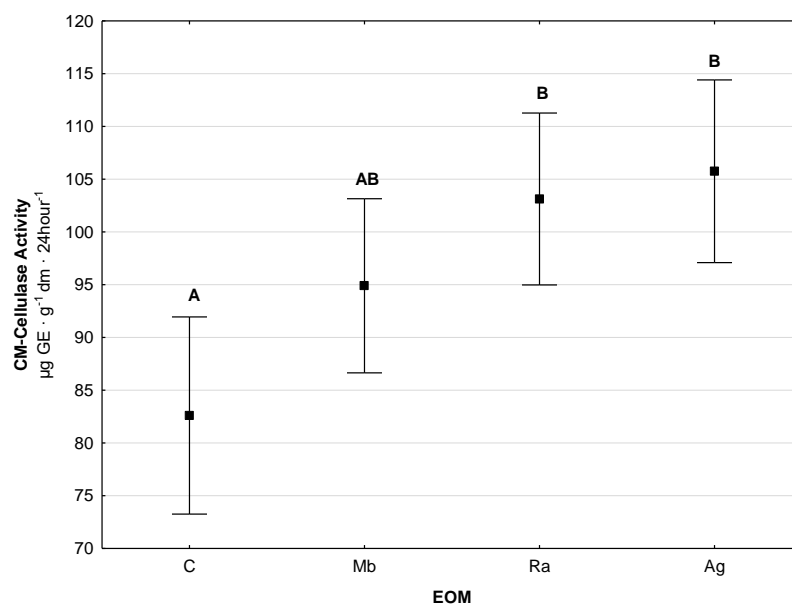


Figure 2a. Cellulase activity depending on the type of organic matter applied and statistically conclusive similarity of groups (A – B) according to soil enzyme activity depending on the type of EOM applied, irrespective of the influence of dosage (Tukey test, $p < 0.05$); DM – dry matter

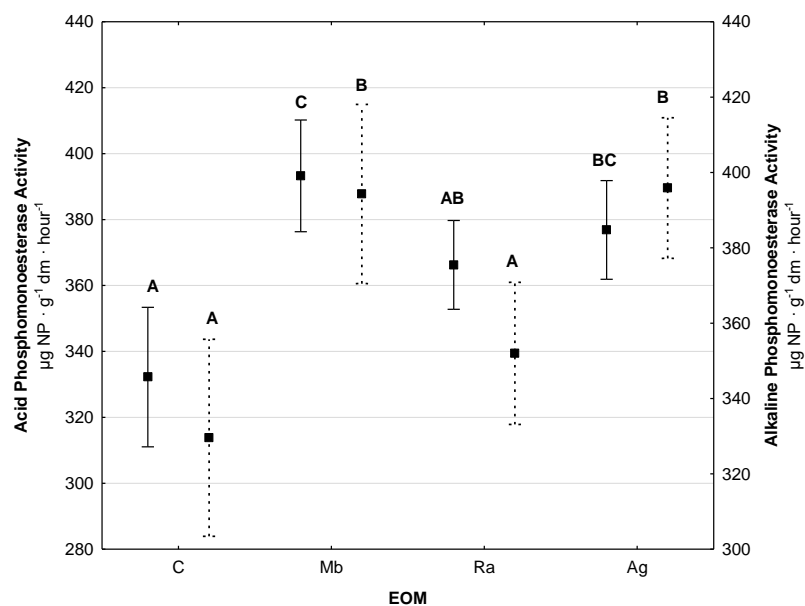


Figure 2b. Acid and alkaline phosphatase activity depending on the type of organic matter applied and statistically conclusive similarity of groups (A – C) according to soil enzyme

activity depending on the type of EOM applied, irrespective of the influence of dosage (Tukey test, $p < 0.05$); DM – dry matter

Further statistical evaluation, which is shown in Table 5, confirmed the influence of the amount of carbon supplied via EOM on the activity of cellulase, acid phosphatase and alkaline phosphatase. The supply of phosphorus and nitrogen was also the decisive factor for activity of cellulase, acid phosphatase and alkaline phosphatase. A certain dependence was apparent in the relationship between urease activity and C supplied via EOM ($p = 0.104$), although this was not statistically confirmed. The tested ratio of C:N in the applied fertilizer confirmed the statistical dependence of urease activity and slight statistical dependence of cellulase activity ($p = 0.056$) and acid phosphatase activity ($p = 0.062$).

Table 5. Enzyme activity dependence on C:N ratio and content of C, N and P supplied via EOM.

	C:N in EOM	C supplied via EOM	N supplied via EOM	P supplied via EOM
Cellulase activity	0.1595; $p = 0.056$	0.3236 $p = 0.000$	0.2816 $p = 0.000$	0.2207 $p = 0.005$
Acid phosphatase activity	0.1562; $p = 0.062$	0.1826 $p = 0.021$	0.3333 $p = 0.000$	0.2753 $p = 0.000$
Alkaline phosphatase activity	0.0448; $p = 0.594$	0.1875 $p = 0.018$	0.2661 $p = 0.001$	0.3343 $p = 0.000$
Urease activity	0.2026 $p = 0.015$	0.1289 $p = 0.104$	0.0339 $p = 0.670$	0.0510 $p = 0.522$

P – values are given in parenthesis; statistically significant dependence is marked in bold

DISCUSSION

The results show the evident influence of the application of various types of EOM in varying dosage on microorganism communities and the production of extracellular enzymes. Mineral and organic fertilizers stimulate the development of microorganisms as the main source of soil enzymes (KRÄMER & GREEN 2000). Activity of hydrolytic soil enzymes can increase after regular application of organic fertilizer (GARCÍA-RUIZ *et al.* 2008). This is true for enzyme activity, including phosphatase, after application of organic fertilizer, compared with mineral fertilizers or the control variants (LI *et al.* 2015), or after application of compost (HERNÁNDEZ *et al.* 2015). The stimulation effect of applied organic material on microbial and enzyme activity is described by FRANCO-OTERO *et al.* (2012). The presented research obtained similar results. Soil microorganisms and the processes they control showed varying degrees of sensitivity to the application of EOM, and enzyme activity (cellulase, acid and alkaline phosphatase) was generally stimulated by the highest doses of EOM tested, specifically C supplied via this matter.

Not only organic matter itself, but also individual elements bound in organic matter can be important for the development of certain microflora and for the production of enzymes. In the case of phosphatases, it is the transformation of organic P which is bound in phosphate esters and is mineralized independently into C through catalysis by phosphatase, which is influenced by the source of phosphorus (KANDELER *et al.*, 1999, ROSS *et al.*, 1999, MARINARI *et al.*, 2000). Earlier studies (e. g. NANNIPIERI *et al.*, 1978) show that phosphomonoesterase activity in soil is influenced by content of available phosphorus. If the level of this phosphorus is low, microorganisms and plant roots are active producers of phosphatase enzymes (CHABOT *et al.*, 1996). On the other hand, higher levels of phosphatase activity are described by SAHA *et al.* (2008a) as dependent on high dosage of organic fertilizer and the consequently higher content of C in the soil. Organic phosphorus may be important for short-term biological consumption, while mineral fertilization may reduce enzyme activity relating to the C, N and P cycles (DEFORREST *et al.* 2012; FAN *et al.* 2012; WANG *et al.* 2012). The importance of added amounts of P, type and dosage of EOM are shown in our study. According to published research, however, there may be other

dependencies. For example, ZOU *et al.* (1995) describe the positive influence of increased N on phosphatase activity. Similarly, OLANDER & VITOUSEK (2000) found that N addition increased phosphatase activity in an N-limited site.

Different types of amendments may also have varying composition of organic matter (e.g. C:N), affecting the rate of decomposition and influencing the structure of microbial communities. For example, digging in straw favours the competitive ability of cellulolytic microorganisms compared to those that cannot degrade cellulose (JENSEN & NYBROE, 1999). An important factor in these processes is cellulase, which is involved in the decomposition of cellulose as an element of organic matter (DILLY & NANNIPIERI, 2001). SCHIMEL & WEINTRAUB (2003) describe a model according to which the addition of C to a N-limited system increases respiration, while adding N actually decreases respiration. Supply of a source of energy – carbon influenced enzyme activity (also in our research), specifically the activity of cellulase, as is evident e.g. in Figures 1, 3 and in Table 4. The ratio C:N in the applied EOM was at the limit of statistical confirmation in terms of cellulase activity.

In our research we did not register a statistically significant influence of increasing dosage of EOM on urease activity. Neither was there any confirmation of the influence of various types of EOM on the activity of urease enzymes. Statistically significant dependence was confirmed between the activity of urease and the ratio of C:N in the applied organic matter, while an indication of a relationship was apparent ($p=0.104$) in regard to the amount of C supplied via EOM. Relationships between urease activity and applied organic matter are described in research reports, for example, in relation to the dosage of organic matter (REYNOLDS *et al.*, 1985; PASCUAL *et al.*, 1999; CHAKRABARTI *et al.*, 2000; GEISSELER *et al.*, 2010). Increased activity of the majority of other enzymes (e.g. phosphatase, cellulase) after manure application was described by SAHA *et al.* (2008b). On the other hand, in research by SAHA *et al.*, urease activity was uninfluenced by manure treatment. Urease activity may reduce with increased application of NH_3 base N fertilizers (DICK *et al.*, 1988; MCCARTY *et al.*, 1992). This was not confirmed in our research in evaluation of urease activity in the case of only mineral fertilization, in some cases with the lowest amount of EOM compared with variants with the lowest dosage of mineral nitrogen and the highest dosage of EOM. Neither

did we find a conclusive difference in urease activity in variants with application of EOM made by composting manure in comparison with other types of EOM.

Soil enzymes are important not only in terms of their role in the nutrient cycle, their suitability as indicators of specific biochemical reactions in the soil and managed analytical methods (DICK *et al.* 1994; KIZILKAYA & BAYRAKLI 2005), but they also react relatively quickly to changes in soil environment (KANDELER *et al.* 1999; ZHANG *et al.* 2010). In the research we now present, we have proved that application of EOM to soil leads to a relatively rapid reaction in enzyme activity in particular. The biochemical characteristics which we studied reacted much more sensitively during the research than other characteristics identified in the described small-plot trials. In the course of two seasons no statistically significant influence of any individual type of EOM was found on characteristics relating to ground water, infiltration, water-resistance, or on aggregate stability (LIPIEC *et al.* 2015). In the case of chemical characteristics, it can also be stated that, with the application of the tested EOM, there was no proof of any significant influence on unstable fractions of organic carbon (KACZYŃSKI & SIEBIELEC 2015).

CONCLUSION

The organic matter content of soil is a basic characteristic which influences the physical, chemical and biological qualities of the soil. In our research we have proven the influence of applied carbon on the activity of cellulase. In our observations, decomposition occurred in material where there was an adequate level of nitrogen, as the C:N ratio in all the studied types of EOM was lower than 10:1. The composition of material also figured similarly in phosphate activity, where the supply of overall phosphorus had an influence on this activity. The presented study proves/shows that the composition of various types of organic waste must be taken into consideration when it is applied to agricultural use. This organic matter can then be a benefit to agricultural land as a fertilizer while also solving the problem of waste management.

Acknowledgements. This research was supported by the Operational programme for cross-border cooperation CZ – PL (project CZ.3.22./1.2.00/12.03445) and by the Czech National Agency for Agricultural Research (project QJ1230066).

References

- Allison S., Vitousek P. (2005): Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 937–944.
- Burns R.G., DeForest J.L., Marxsen J., Sinsabaugh R.L., Stromberger M.E., Wallenstein M.D., Weintraub M.N., Zoppini A. (2013): Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58: 216–234.
- Chabot J., Antoun H., Cescas M.P. (1996): Growth promotion of maize and lettuce by phosphate-solubilising *Rhizobium leguminosarum* biovar. phaseoli. *Plant and Soil*, 184: 311–321.
- Chakrabarti K., Sarkar B., Chakraborty A., Banik P., Bagchi D.K. (2000): Organic recycling for soil quality conservation in sub-tropical plateau region. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 184: 137–142.
- DeForest J.L., Smemo K.A., Burke D.J., Elliott H.L., Becker J.C. (2012): Soil microbial responses to elevated phosphorus and pH in acidic temperate deciduous forests. *Biogeochemistry*, 109: 189–202.
- Diacono M., Montemurro F. (2010): Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review, *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 401–422.
- Dick R.P. , Rasmussen P.E., Kerle E.A. (1988): Influence of long term residue management on soil enzymatic activities in relation to soil chemical properties of a wheat fallow system. *Biology and Fertility of Soils*, 6: 159-164.
- Dick R.P., Sandor J.A., Eash N.S. (1994): Soil enzyme activities after 1500 years of terrace agricultural in the Colca valley. Peru. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 50: 123–131.

- Dilly O., Nannipieri P. (2001): Response of ATP content, respiration rate and enzyme activities in arable and a forest soil to nutrient additions. *Biology and Fertility of Soils*, 34: 34-64.
- Fan F., Li Z., Wakelin S.A., Yu W., Liang Y. (2012): Mineral fertilizer alters cellulolytic community structure and suppresses soil cellobiohydrolase activity in a long-term fertilization experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 55: 70–77.
- Franco-Otero V.G., Soler-Rovira P. Hernández D., López-de-Sá E.G., Plaza C. (2012): Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48: 205–216.
- García-Ruiz R., Ochoa V., Hinojosa M.B., Carreira J.A. (2008): Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (9): 2137–2145.
- Geisseler D., Horwath W.R., Joergensen R.G., Ludwig B. (2010): Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 42: 2058–2067.
- Gong W., Yan X.Y., Wang J.Y., Hu T.X., Gong Y.B. (2009): Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat–maize cropping system in northern China. *Geoderma*, 149: 318–324.
- Guo S.L., Wu J.S., Coleman K., Zhu H.H., Li Y., Liu W.Z. (2012): Soil organic carbon dynamics in a dryland cereal cropping system of the Loess Plateau under longterm nitrogen fertilizer applications. *Plant and Soil*, 353: 321–332.
- Hernández T., Garcia E., Garcia C. (2015): A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 89: 61–71.
- Jensen L.E., Nybroe O. (1999): Nitrogen availability to *Pseudomonas fluorescens* DF57 is limited during decomposition of barley straw in bulk soil and in the barley rhizosphere. *Applied Environmental Microbiology*, 65: 4320–4328.

Kaczyński R., Siebielec G. (2015): Vliv exogenní organické hmoty na obsah půdní organické hmoty a její kvalitu (The influence of exogenous organic matter on the content and quality of soil organic matter). In: Malý S., Siebielec G. (eds.): Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu (Testing of exogenous organic materials for safe application to the soil). Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture: 29-35. (In Czech)

Kandeler E., Palli S., Stemmer M., Gerzabek M.H. (1999): Tillage changes microbial biomass and enzymes activities in particle size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1253–1264.

Kizilkaya R., Bayrakli B. (2005): Effect of N enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Applied Soil Ecology*, 30: 192–202.

Krämer S., Green D.M. (2000): Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 179–188.

Kujur M., Kumar Patel A. (2014): Kinetics of soil enzyme activities under different ecosystems: An index of soil quality. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 74(1): 96–104.

Li J., Cooper J.M., Lin Z., Li Y., Yang X., Zhao B. (2015): Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Applied Soil Ecology*, 96: 75–87.

Lipiec J., Turski M., Bieganski A., Usowicz B., (2015) Vliv exogenní organické hmoty na

fyzikální vlastnosti půd (The influence of exogenous organic matter on physical soil properties). In: Malý S., Siebielec G. (eds.): Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu (Testing of exogenous organic materials for safe application to the soil). Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture: 65–76. (In Czech)

Lynch J. M., Benedetti A., Insam H., Nuti M. P., Smalla K., Torsvik V., Nannipieri P. (2004):

Microbial diversity in soil: ecological theories, the contribution of molecular techniques and the impact of transgenic plants and transgenic microorganisms. *Biology and Fertility of Soils*, 40(6): 363–385.

Marinari S., Masciandaro G., Ceccanti B., Grego S. (2000): Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, 72(1): 9–17.

Marinari S., Moscatelli C., Grego S. (2014): Enzymes at Plant-Soil Interface. In: Gianfreda L., Rao, M.A. (eds.) *Enzymes in agricultural sciences OMICS eBooks Group*: 94–109.

McCarty G.W., Shogren D.R., Bremner J.M. (1992): Regulation of urease production in soil by microbial assimilation of nitrogen. *Biology and Fertility of Soils*, 12: 261–264.

Ministry of Agriculture (2015): Situační a výhledová zpráva – Půda (Report on current and anticipated state of soil) Ministry of Agriculture, 134 pp. (In Czech).

Nannipieri P., Johnson R.L., Paul A.E. (1978): Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 10: 223–229.

Niedźwiecki J., Gałązka R., Smatanová M., Cigánek K. (2015): Uspořádání pokusů a charakteristika exogenní organické hmoty (Trials design and characterization of exogenous organic matter) In: Malý S., Siebielec G. (eds.): *Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu (Testing of exogenous organic materials for safe application to the soil)*. Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture: 15-27. (In Czech)

Odlare M., Pell M., Svensson K. (2008): Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Management*, 28(7): 1246-1253.

Olander L.P., Vitousek P.M. (2000): Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. *Biogeochemistry*, 49: 175–190.

Pascual J.A., Garcia C., Hernández T. (1999): Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 1–6.

Reynolds C.M., Wolf D.C., Armbruster J.A. (1985): Factors related to urea hydrolysis in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49: 104–108.

- Ross D.J., Tate K.R., Scott N.A., Feltman C.W. (1999): Land-use change: Effect on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 803–813.
- Rutigliano F.A., D'Ascoli R., De Santo A.V. (2004): Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 1719–1729.
- Saha S., Mina B.L., Gopinath K.A., Kundu S., Gupta H.S. (2008a): Relative changes in phosphatase activities as influenced by source and application rate of organic composts in field crops. *Bioresource Technology*, 99: 1750–1757.
- Saha S., Prakash V., Kundu S., Kumar N., Lal Mina B. (2008b): Soil enzymatic activity as affected by long term application of farm yard manure and mineral fertilizer under a rainfed soybean-wheat system in N-W Himalaya. *European Journal of Soil Biology*, 44: 309-315.
- Sarapatka B., Cap L., Badalikova B., Bartlova J., Pospisilova L., Hybler V. (2014): The influence of reduced tillage, subsoiling and ploughing systems on selected soil characteristics. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 12 (2): 797–801.
- Schimel J.P., Weintraub M.N. (2003): The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 549–563.
- Schinner F., von Mersi W. (1990): Xylanase, CM-cellulase and invertase activity in soil: An improved method. *Soil Biology and Biochemistry*, 22: 511–515.
- StatSoft, Inc. (2013): STATISTICA (data analysis software system), version 12.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1: 301–307.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1972): Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 479–487.
- Tabatabai M. A. (1994): Soil enzymes. In: Weaver R.W. et al. (eds): *Methods of Soil Analysis. Part 2*, SSSA Book Ser. 5. Soil Science Society of America, Madison, WI: 775 - 833.

van Camp L., Bujjarabal B., Gentile A-R., Jones R.J.A, Montanarella L., Olazabal C., Selvaradjou S.K. (2004): Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

Wang S., Liang X., Chen Y., Luo Q., Liang W., Li S., Huang C., Li Z., Wan L., Li W., Shao X. (2012): Phosphorus loss potential and phosphatase activity under phosphorus fertilization in long-term paddy wetland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 161–167.

Zhang Y.L., Chen L.J., Sun C.X., Wu Z.J., Chen Z.H., Dong G.H. (2010): Soil hydrolase activities and kinetic properties as affected by wheat cropping systems of northeastern China. *Plant Soil and Environment*, 56(11): 526–532.

Zou X., Binkley D., Caldwell B.A. (1995): Effects of dinitrogen-fixing trees on phosphorus biogeochemical cycling in contrasting forests. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 1452–1458.

Corresponding author

Prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc., Department of Ecology and Environmental Sciences, Palacký University, Šlechtitelů 27, 771 46 Olomouc, Czech Republic, borivoj.sarapatka@upol.cz.

Příloha III.

Bílá P., Šarapatka B., Horňák O., Novotná J., Brtnický M. (2019): Which quality indicators reflect the most sensitively changes in the soil properties of surface horizons affected by the erosion processes? *Soil & Water Res.*, v redakci.

Which quality indicators reflect the most sensitively changes in the soil properties of surface horizons affected by the erosion processes?

PETRA BÍLÁ¹, BOŘIVOJ ŠARAPATKA¹, ONDŘEJ HORŇÁK¹, JAROSLAVA NOVOTNÁ²,
MARTIN BRTNICKÝ³

¹*Department of Ecology and Environmental Sciences, Palacký University, Šlechtitelů 27,
771 46 Olomouc, Czech Republic*

²*Research Institute for Fodder Crops, Ltd. Troubsko, Zahradní 1, Troubsko 664 41 Czech
Republic*

³*Mendel University in Brno, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Czech Republic*

Abstract

Soil erosion, especially the water erosion, is one of the most widespread types of soil degradation, not only worldwide, but also within the Czech Republic, where it endangers more than a half of the agricultural land. In addition to farming, the landscape structure has a significant impact on soil erosion in the conditions under study, where, especially in the post-war period, the collectivization of large-scale arable land was accompanied by the present abolition of associated landscape elements. The agricultural production area of the South Moravia is one of the most endangered areas in the Czech Republic, therefore, it was selected for our research, which main objective was to verify the sensitivity of selected physical, chemical and biochemical characteristics to identified changes in soil properties in erosion processes at identified erosion areas. The testing was carried out within a period of 5 years in 60 locations with chernozem soils with cultivated corn. To assess the quality of soil properties, indicators of soil quality from the physical, chemical and biological - biochemical groups were selected. The results of the analyses and the subsequent statistical evaluation showed that the chemical characteristics, especially those related to the quantity and quality of organic matter, were the most sensitive to the changes in soil properties. From biochemical indicators some enzymes, particularly dehydrogenase and acid phosphatase, reacted sensitively. In the studied physical characteristics, their influence on erosion processes was the least significantly documentable.

Keywords: soil, water erosion, quality indicators, physical, chemical and biochemical characteristics.

INTRODUCTION

Erosion is generally considered to be a major cause of arable land degradation (LI *et al.* 2007) and it is associated with changes in soil properties, significantly affecting crop yields, and also worsening the hydrological and other non-productive soil functions. From the long-term prospective, it can lead to a gradual change in the hydrological regime in the landscape (BOARDMAN, POESEN 2006). Water erosion is not only a major global problem and it endangers more than 50% of the soil in the Czech Republic, with estimated land loss due to erosion is at 21 million tonnes of topsoil per year (COLLECTIVE 2018). Within the land, erosion leads to land shifting from convex parts of slopes and to its accumulation in concave parts (GOVERS *et al.* 1994; LOBB *et al.* 1995, SENSOY & KARA 2014) and part of the material is taken away from the agricultural land with extensive damage. Incorrect economic activity is often irretrievably damaging the land, where its amount taken away can exceed many times the amount of land created by natural processes (VERHEIJEN *et al.* 2009).

The erosion-influenced slopes occur both in the area and in the concentrated runoff to transfer soil particles, to lose carbon and nutrients, and to influence many soil properties (Cheng *et al.*, 2010). A number of studies have described greater adsorption of nutrients and agrochemicals on finer soil particles with their subsequent transfer (GHADIRI & ROSE 1993, PADMALAL *et al.* 1997). Other negative manifestations of erosion related to crop production can include limited rooting, a decrease in available water resources, reduced soil fertility and adverse physical conditions. (EBEID *et al.* 1995). In connection with these physical properties, for example, JANKAUSKAS (2007) or ARRIAGA (2003) described the increasing erosion intensity with the increasing bulk density. The shift and redistribution of a significant proportion of organic matter and nutrients into the lower parts of slopes is also serious (POLYAKOV & LAL 2004a; CHAPLOT & POESEN 2012). The research has confirmed that the soil erosion can change not only the physical and chemical properties of soil, but also biological properties such as microbial composition, abundance of individual edaphons or the enzyme activity (XU *et al.* 2010; HILTBRUNNER *et al.* 2012). According to the research, these biological characteristics may respond to changes in environmental conditions more

sensitively and sooner than other soil parameters (LYNCH *et al.* 2004; ODLARE 2008). The activity of microorganisms in soil plays an important role in biotransformation, nutrient cycles and in the enzyme activity (BURNS *et al.* 2013, ZHANG *et al.* 2009). Thus, these activities can be a useful tool for assessing the functional diversity of microbial communities in soil or in organic matter transformation (KANDELER *et al.* 1999).

Nutrients in the soil, especially N and P, but also the organic matter are subject to losses due to the water erosion. An increase in the proportion of smaller particles is observed in the eroded material, resulting in an increase in the proportion of mineral and organic colloids and therefore the sediment becomes richer in nutrients (BERTOL *et al.* 2003). Soil erosion also preferentially removes fresh and more labile C-rich materials from the topsoil (WANG *et al.* 2014). Most of the eroded soil is known to be re-located near source areas and basins (SMITH *et al.* 2005). The eroded and subsequently settled C can be stabilized by interaction with minerals, thereby reducing C-deposited mineralization in the soil profile (WANG *et al.* 2013). WANG *et al.* (2013) also found out higher concentrations of the dissolved organic carbon at deposition sites.

From the brief review above, the effect of erosion processes on the physical, chemical and biological properties of soils is evident. In this context, the aim of our research was to verify which of these selected indicators reflect the most sensitive changes in soil properties in erosion and accumulation processes.

MATERIALS AND METHODS

Location selection and sampling of soil samples. The research took place between years 2012 and 2016 in the area of South Moravia, CZ on black soils. Selection of localities in selected cadastral areas: Krumvř (48.9890058N, 16.9102728E), Horní Bojanovice (48.9497050N, 16.8001464E), Hustpeče (48.9408467N, 16.7376211E), Ostrožská Nová Ves (49.0043386N, 17.4363183E), Ostrožská Lhota (48.9755900N, 17.4675133E), Srovín (49.0258231N, 17.2639311E), Vracov (48.9752289N, 17.2109967E), Velké Bílovice (48.8492886N, 16.8922736E), Čejkovice (48.9059197N, 16.9423033E) and Hovorany

(48.9549308N, 16.9934561E), occurred using the EPEU maps (Estimated pedologic-ecological units) and according to the erosion threat of land modelled assistance using the Universal Soil Loss Equation (USLE / RUSLE) (WISCHMEIER & SMITH 1978). Moreover, 60 sampling locations with the designation C (control with minimal manifestations), E (erosion parts) a D (deposition parts) were gradually selected on individual blocks of arable land with cultivated crop - maize using the USPED (Unit Stream Power - Based Erosion Deposition) model (MITÁŠOVÁ *et al.* 1996, MITÁŠ & MITÁŠOVÁ, 1998).

Soil samples for chemical and biochemical analyses were taken from 0-20 cm horizons using a probe rod from company Eijkelkamp according to the International Standard (ISO 10381-1, 2002). The collected mixed samples specified for the chemical analysis were air dried and sieved (2 mm size ok) (ISO / DIS 11464, 2004). For the biochemical analysis, the non-dried samples were sieved as soon as possible and analysed (ISO 10381-6, 2009).

The soil samples were taken from topsoil at a depth of 5-25 cm to determine physical characteristics. For sampling, Kopecky rollers (100 cm³) were used. 8 intact samples were taken from all sampling locations. The same samples were used to determine the grain size as for the chemical analysis of soils.

Soil samples analysis. Selected soil characteristics were determined according to the following procedures.

From the physical characteristics, the bulk density reduced, the total porosity, the maximum capillary water capacity and the minimum air capacity were determined after sampling into the Kopecký rollers. Physical properties were determined using the standard method of ZBÍRAL & HONSA (2010). The stability of soil aggregates was determined by wet sieving (KANDELER 1996).

In the study of chemical characteristics, the content of available phosphorus and calcium was determined using the extraction solution according to Mehlich III, followed by an atomic absorption spectrophotometry, atomic emission spectrophotometry and photometry (MEHLICH 1984, ZBÍRAL & HONSA 2010). The Cox carbon content was

determined by soil oxidation with chromsulphuric mixture and the color intensity was then measured by spectrophotometry (ISO 14235, 1998; ZBÍRAL *et al.* 2011). N_{tot} was determined by the oxidation of nitrogen peroxide in concentrated sulfuric acid environment. After mineralization, distillation into boric acid was carried out and the crude protein content was determined by titration with H₂SO₄ (ISO 11261, 1995; ZBÍRAL *et al.* 2011). The soil reaction was determined as pH/H₂O (ISO 10390, 2000; ZABÍRAL & HONSA 2010). The humus fractions were determined by a modified procedure (KONONOVA & BĚLIČKOVÁ 1961), where C of all humic substances was determined by evaporation of pyrophosphate leachate and the C content of humic acids was determined after dissolution of NaOH.

In the study of biochemical characteristics, enzymatic activities were determined by means of a colorimetric ending. Cellulase activity was determined using the CM-cellulose as a substrate (SCHINNER & VON MERSI 1990). The phosphatase activity was measured using p-nitrophenyl phosphate as a substrate (TABATABAI & BREMNER 1969). The dehydrogenase activity was determined using a triphenyl-tetrazolium chloride substrate (ROSS 1970). For the determination of urease activity, soil samples were incubated with a urea solution (TABATABAI & BREMNER 1972). To determine protease activity, soil samples were incubated with casein (LADD *et al.* 1972).

Statistical evaluation. The results of all analyses were evaluated by the STATISTICA statistical program (StatSoft. 2013) in which the basic characteristics of the groups were performed. Evaluation of statistically proven differences among groups was performed by Mann - Whitney U test. Furthermore, the influence of slope parts on measured environmental characteristics was evaluated from the obtained data. Individual parts of the slope entered the analysis as independent variables (control, erosion and accumulation) and as independent variables were physical, chemical and biological properties of the soil. The data were analysed using the linear RDA (RDA - redundancy analysis) direct model. Furthermore, the significance of individual independent variables using the forward selection method was also tested. The significance of the RDA model and individual variables was tested by the Monte Carlo permutation tests (LEPŠ & ŠMILAUER 2000). All analyses were performed in the CANOCO 5 programme.

RESULTS AND DISCUSSION

Water erosion causes changes in the physical and chemical properties of the soil, including changes in soil structure, organic matter content, calcium carbonate content, and nutrients (KOSMAS *et al.* 2001; LI & LINDSTROM 2001; ŠARAPATKA *et al.* 2018). These changes were also covered by our research, where we statistically processed the results of analyses of physical, chemical and biological - biochemical properties for individual parts of slopes - control, erosion and accumulation.

Although the results of the analyses and their basic statistics presented in Table 1 indicate differences in the studied characteristics among the slope parts, the statistically significant differences between slope positions after the use of Mann-Whitney U test shown in Table 2, however, show only differences in some characteristics, most recorded between the erosion and deposition part of the slope (8 out of 22 studied characteristics), followed by differences between the control and deposition parts of the slope (6 out of 22 characteristics studied). The least statistically significant differences were between control and deposition slopes (only two statistically significant differences). It is thus possible to state that these parts of the slopes (control and deposition) are similar in the characteristics studied.

In addition, from the chemical characteristics, the N tot. content was statistically significant between the erosion and deposition part of the slope (0.13 and 0.16%, respectively), C CHL (0.25 and 0.40% respectively), C HK (0.10 and 0.21%, respectively), C: N (15.04, respectively 12.98), Ca content (7561.43 and 5951.14 mg/kg, respectively), with which it is related pH / H₂O (7.67 and 7.56, respectively), and statistically significant differences in these parts of the slopes of the P content avail. (40.86 and 62.43 mg / kg, respectively). These results are consistent with some other published studies (POLYAKOV & LAL 2004b, NIE *et al.* 2013), which report that erosion results in faster loss of organic carbon, nitrogen and phosphorus. For these reasons, the deposition area is considered as the carbon repository (ZHANG *et al.* 2013). Soil fertility and productivity are also dependent on the nutrient content and circulation of the organic matter (STEINER *et al.* 2007; BHATTACHARYYA *et al.* 2010). However, not only the amount of soil organic matter but also its quality is important in terms of soil quality (LIU *et al.* 2006). Lower pH and higher

calcium content in the erosion parts of the slopes are indicative of intense erosion processes, and blending of surface horizons remains as a soil-forming substrate (ŠARAPATKA *et al.* 2018). The effect of erosion processes on calcium content is confirmed by published results of similar studies, which further report that yields tend to be the lowest in eroded areas where calcium substrates are exposed and are low in organic matter (COX *et al.*, 2003; STEWART *et al.* 2002).

In biochemical characteristics, there was a statistically significant difference in the dehydrogenase activity (3.15 and 4.37 $\mu\text{g TPF} / \text{g DW} / 16 \text{ h}$, respectively). A statistically significant difference was observed in the activity of acid phosphatase in the activity of soil enzymes, between the control and erosion part of slopes (283.90 and 226.48 $\mu\text{g NP} / \text{g DW} / \text{h}$, respectively). Increased acid phosphatase activities were also observed in the deposition part of the slope compared to the erosion part (256.46 and 226.48 $\mu\text{g NP} / \text{g DW} / \text{h}$, respectively), but this difference was not statistically proven at $p < 0.05$. There is a similar situation with Cox, when between the control and erosion part of the slope was (2.26 and 1.98% respectively). There was also a difference between deposition and erosion part of the slope, but it was not statistically proven (2.13 and 1.98%, respectively).

The process of conversion of organic matter into the soil environment takes place with the participation of soil microorganisms and their associated enzymes (SCHIMEL & BENNETT 2004). The effect of erosion on enzymatic activity, also confirms these results where we experienced higher enzymatic activity in deposition areas compared to erosion parts of the slopes. These results are confirmed by, for example, the study by GARCIA & HERNÁNDEZ (1997), which demonstrated a lower biological activity in dehydrogenase and catalase in degraded soils.

Although there were some differences in physical characteristics between the slope parts (Table 1), these were not statistically proven and require a follow-up monitoring, although in all three parts of slope the results indicate some disruption to the soil environment (e.g. high bulk density, low porosity). The results of the granular composition of the soil indicate a certain homogenization of the soil environment and the possible removal of fine soil particles outside the monitored locations, as described, for example, by STONE *et al.* (1985).

Table 1: Values of studied physical, chemical and biochemical soil properties in individual parts of slopes

Soil characteristics	C - control part			E - erosional part			D - depositional part		
	Average values	Median	Standard deviation	Average values	Median	Standard deviation	Average values	Median	Standard deviation
Bulk density (g*cm-3)	1,65	1,61	0,22	1,72	1,60	0,25	1,59	1,56	0,15
2,00-0,05	23,06	23,46	6,65	25,09	24,18	7,17	30,28	27,02	15,21
0,05-0,002	49,21	48,65	6,99	50,31	50,73	6,51	46,43	50,57	11,98
< 0,002	27,74	27,66	4,92	24,75	25,27	3,81	23,31	23,28	5,17
Maximum capillary water capacity (% vol.)	36,44	36,36	5,89	37,73	36,89	6,21	36,74	36,52	3,67
Total porosity (% vol.)	39,71	39,31	4,36	41,36	40,94	5,39	40,96	40,71	4,00
Minimal air capacity (%)	5,94	5,97	3,13	5,54	5,96	2,29	6,96	7,37	2,98
Soil airiness (% vol.)	11,27	10,58	4,07	12,67	11,63	5,32	15,07	11,25	7,29
Water stability of soil aggregates (%)	33,14	29,53	18,97	28,61	23,56	14,76	30,02	29,29	12,69
pH/H ₂ O	7,52	7,69	0,46	7,67	7,78	0,42	7,56	7,61	0,31
Cox (%)	2,26	2,23	0,39	1,98	2,01	0,36	2,13	2,07	0,49
N (%)	0,16	0,16	0,03	0,13	0,13	0,03	0,16	0,17	0,02
C CHL (%)	0,37	0,39	0,16	0,25	0,24	0,11	0,40	0,40	0,20
C HK (%)	0,19	0,20	0,11	0,10	0,09	0,07	0,21	0,22	0,12
C:N	14,64	13,84	2,46	15,04	14,81	2,43	12,98	12,58	1,91
Ca (mg/kg)	6587,93	6940,00	2212,53	7561,43	8107,00	2107,22	5951,14	6118,50	1541,42
P (mg/kg)	76,82	51,00	71,39	40,86	32,50	28,36	62,43	54,00	28,81
Dehydrogenase (µg TPF/g DW/16 h)	4,11	3,68	2,70	3,15	3,32	1,65	4,37	3,84	2,45
Acid phosphatase (µg NP/g DW/h)	283,90	261,93	132,30	226,48	187,17	124,59	256,46	218,94	115,93
Urease (µg N/g DW/2 h)	984,79	982,11	453,41	857,55	856,33	322,64	988,33	1034,16	298,84
Cellulase (µg GE/g DW/24 h)	123,87	111,60	69,18	115,50	101,81	60,28	114,69	103,94	63,82
Protease (µg tyr/g DW/2 h)	90,58	78,83	58,93	94,26	91,54	59,24	90,50	93,96	59,52

Table 2 Statistically proven differences between the slope parts (Mann Whitney U test)

	pH/H ₂ O	C _{ox}	N _{tot.}	C CHL	C HA	C:N	Ca	P _{avail.}
Control vs. erosional part	X		X	X	X	X	X	X
Erosional vs. depositional part	X	X	X	X	X			X

Note: There are statistically proven differences in dehydrogenase activity between the erosion and deposition parts of slopes in the biochemical characteristics, in the acid phosphatase activity between the control and deposition part of the slopes. There were no statistically proven differences between the slope parts for physical characteristics.

To determine which characteristics are most sensitive to ongoing erosion, the RDA analysis was chosen. Figure 1 includes all the physical, chemical and biological characteristics of all studied parts of slopes. This model proved to be significant ($F = 2.5$; $p = 0.004$) and explained the 5.8% variability. We repeatedly performed this analysis also omitting the control part of slope, again with a similar significant result ($F = 3.6$; $p = 0.002$), with the explained variability being 6.3%.

Figure 1: RDA ordination diagram describing the relationship among individual slope parts and all soil characteristics

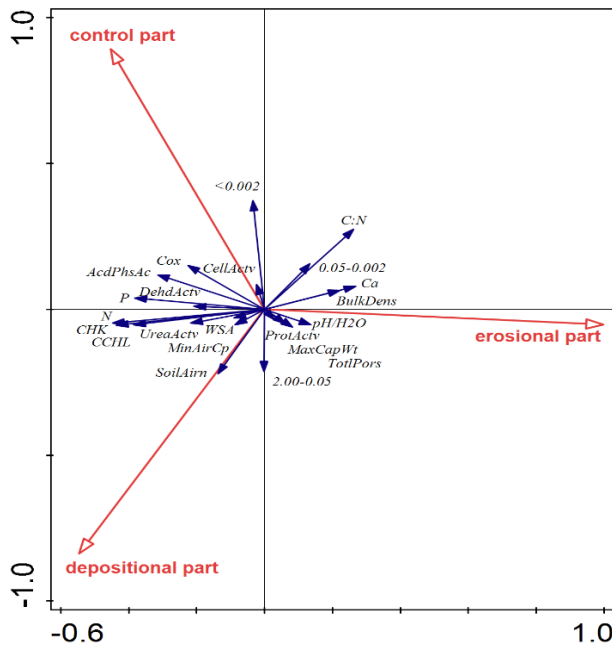
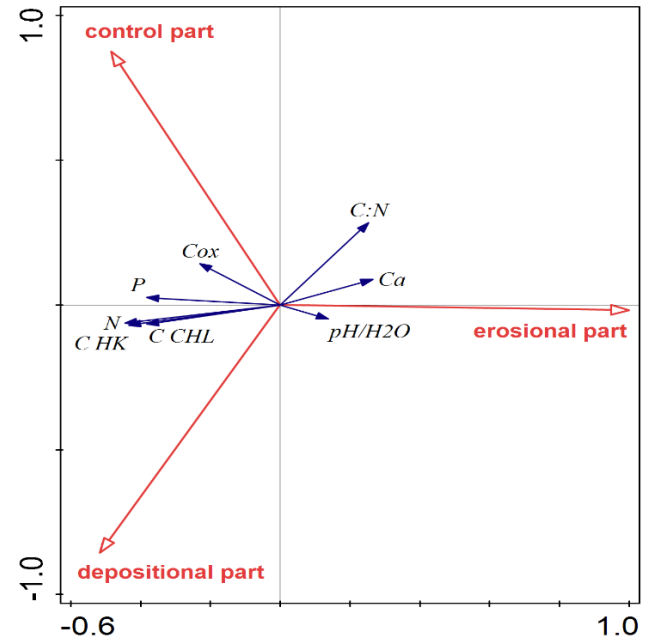


Figure 2: RDA ordination diagram describing the relationship among the individual slope parts and soil chemical characteristics



Subsequently, analyses were carried out separately for individual groups of characteristics (physical, chemical and biological), again for all parts of slopes and then only for erosion and accumulation parts, the results of which were very similar, as in the analyses without omitting the control part of slope. Taking the individual characteristics, the model of chemical properties significantly occurs ($F = 6.2$; $p = 0.004$), which explained the 13.3% of the variability (Figure 2). From this it can be seen that the erosion part of the slope indicates a higher C:N ratio and Ca content, suggesting a less decomposed and humified portion of the organic matter, as well as the de-eroded surface horizons of outflows with a higher Ca content. The amount and quality of organic matter expressed by Cox., Ntot. and C humus substances and humic acids, as well as higher levels of acceptable nutrients (expressed herein as acceptable P content) were increased approaching the deposition parts of the slopes.

The biological - biochemical properties (Figure 3) do not come out significantly as a whole ($F = 1.5$; $p = 0.004$), but significant erosion of the slope ($F = 2.6$; $p = 0.038$) was found when

testing individual independent variables. From this analysis there is an apparent negative correlation to the erosion part of the slopes with higher enzyme activities either in the deposition or control parts of the slopes. This corresponds to the results of the Mann-Whitney U test. For the physical properties (Figure 4), only the deposition part ($F = 2.1$; $p = 0.048$) in the overall non-significant model ($F = 1.3$; $p = 0.024$) came out as significant. In this model only the smallest particle size <0.002 is the least affected.

Figure 3 – RDA ordination diagram describing the relationship among the slope parts and soil biological characteristics

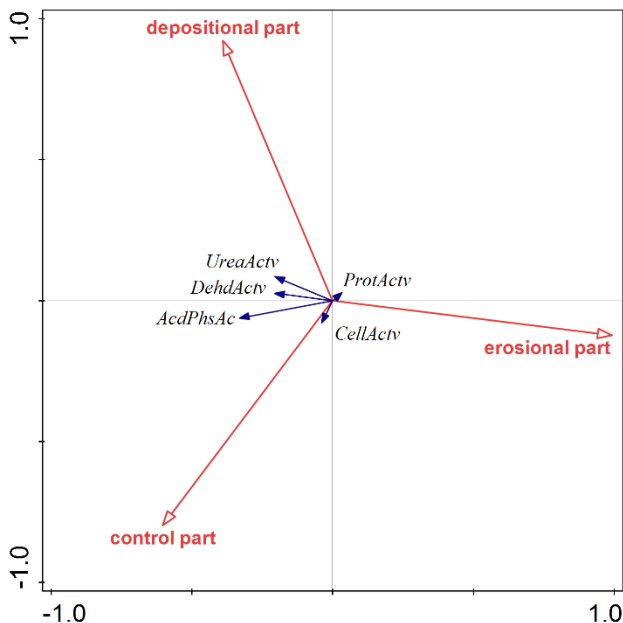
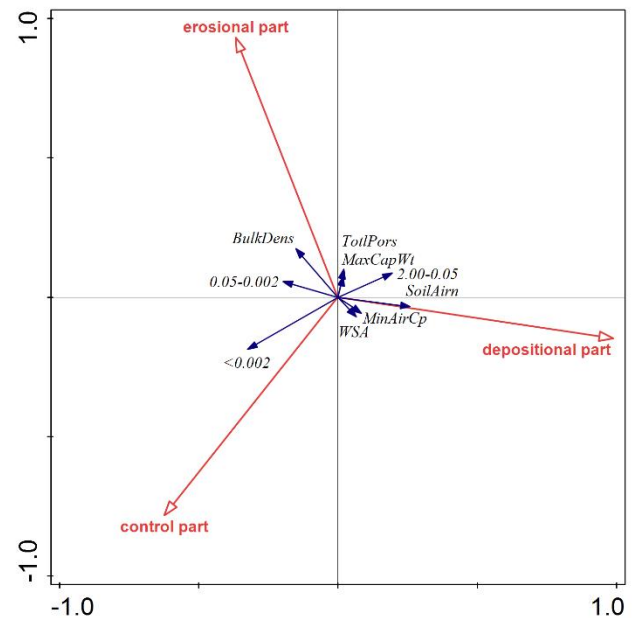


Figure 4 – RDA ordination diagram describing the relationship among the slope parts and physical soil characteristics



To determine the main factors influencing soil quality, selected physical, chemical and biological – biochemical characteristics were analysed by the RDA analysis. This analysis showed that the chemical characteristics, where organic matter together with the basic nutrients, and the related activity of soil enzymes seem to be the main influence on the course of erosion. In the FEIZA *et al.* (2008) study, it was found that soil organic matter, and in particular organic carbon contained therein, is an important indicator of quality on eroded soils and is composed of a wide range of compounds that decompose at different rates depending on their chemistry, temperature, humidity, biota, soil minerals and aggregation. Therefore, as a recommendation for further soil degradation testing, it would be a good idea

to focus more closely on the above-mentioned properties related to organic matter and to study their interconnection in details and physical properties should be extended to study of more horizons with the possible dating of these changes in these heavily affected areas.

CONCLUSIONS

The study of water erosion in the chernozem locations of South Moravia confirmed the negative effect of water erosion on the physical, chemical and biochemical properties of soils with different intensive influences of individual properties. Characteristics related to the quantity and quality of organic matter and the supply of acceptable nutrients - phosphorus - were the most affected. This was also related to the activity of selected soil enzymes, especially dehydrogenase and acid phosphatase. The activity of these enzymes is correlated with a number of other soil characteristics, e.g. the organic matter (ŠARAPATKA & KRŠKOVÁ 1997). The more complicated situation was with the physical properties, which did not show clear statistically proven differences among the slope parts. These inconclusive differences may be related to the long-term manifestations of intense erosion and disruption of the soil environment by its homogenization in surface horizons and at the same time the burial of the original arable horizons, as indicated for the given black-soil region, e.g. in the studies of ZÁDOROVÁ *et al.* (2013). The follow-up research, with emphasis on physical properties, should be extended to study of more horizons with the possible dating of these changes in these heavily affected areas. More detailed knowledge of the impact of erosion processes on the soil environment in these intensively farmed areas, which also affect the production and non-production functions of soil, is important for deciding on optimal land use both at local and national levels and for adjusting the rules of the EU Common Agricultural Policy within the Cross-Compliance checks.

Acknowledgements. This study was carried out with the aid of the National Agency for Agricultural Research of the Czech Republic no. QK1720303 and QK1810233.

REFERENCES

- Arriaga F. (2003): Soil physical properties and crop productivity of an eroded soil amended with cattle manure. *Soil Science*. 168: 888–899.
- Bertol I., Mello E. L., Guadagnin J.C., Zaparolli A.L.V., Carrafa M.R. (2013): Nutrient losses by water erosion, *Scientia Agricola*: 581-586.
- Bhattacharyya R., Prakash V., Kundu S., Srisignificantva A.K., Gupta S.M. (2010): Long term effects of fertilization on carbon and nitrogen sequestration and aggregate associated carbon and nitrogen in the Indian sub-Himalayas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86: 1–16.
- Boardman J., Poesen J. (2006): Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. *Soil Erosion in Europe*: 479-488.
- Burns R.G., DeForest J.L., Marxsen J., Sinsabaugh R.L., Stromberger M.E., Wallenstein M.D., Weintraub M.N., Zoppini A. (2013): Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58: 216–234.
- Chaplot V., Poesen J. (2012): Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. *Catena*, 88: 46-56.
- Cheng S., Fang H., Zhu T., Zheng J., Yang X., Zhang X., Yu G. (2010): Effects of soil erosion and deposition on soil organic carbon dynamics at a sloping field in Black Soil region, Northeast China. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56: 521–529.
- Collective (2018): Situační a výhledová zpráva půda (Report on current and anticipated state of soil). In: Czech Ministry of Agriculture, (in Czech).
- Cox M.S., Gerard P.D., Wardlaw M.C., Abshire, M.J. (2003): Variability of selected soil properties and their relationships with soybean yield. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1296-1302.

Ebeid M.M., Lal R., Hall G.F., Miller E. (1995): Erosion effects on soil properties and soybean yield of a Miamian soil in Western Ohio in season with below normal rainfall. *Soil Technology*, 8: 97-108.

Feiza V., Feizienė D., Jankauskas B., Jankauskienė G. (2008): The impact of soil management on surface runoff, soil organic matter content and soil hydrological properties on the undulating landscape of western Lithuania, *Agriculture*, 95: 3–21.

Govers G., Vandaele K., Desmet P., Poesen J., Bunte K. (1994): The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science*, 45: 469–478.

Garcia C., Hernández T. (1997): Biological and biochemical indicators in direct soils subject to erosion. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 171–177.

Ghadiri H., Rose C.W. (1993): Water Erosion Processes and the Enrichment of Sorbed Pesticides. Part 2. Enrichment Under Rainfall Dominated Erosion Process, *Journal of Environmental Management*, 37: 37-50.

Hiltbrunner D., Schulze S., Hagedorn F., Schmidt M.W.I., Zimmermann S. (2012): Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma*, 170: 369–377.

ISO 10381-1. (2002): Soil quality – sampling. Guidance on the design of sampling programmes. In: International Organization for Standardization.

ISO 10381-6. (2009): Soil quality – sampling. Guidance on the collection, handling and storage of soil under aerobic conditions for the assessment of microbiological processes, biomass and diversity in the laboratory. In: International Organization for Standardization.

ISO 10390. (2000): Soil quality – determination of pH. In: International Organization for Standardization.

ISO 14235. (1998): Soil quality – determination of organic carbon in soil by sulfochromic oxidation. In: International Organization for Standardization.

- ISO 11261. (1995): Soil quality – determination of total nitrogen – modified Kjeldahl method. In: International Organization for Standardization.
- ISO/DIS 11464. (2004): Soil quality – pretreatment of samples for physico-chemical analyses. In: International Organization for Standardization.
- Jankauskas B., Jankauskienė G., Fullen M.A. (2007): Relationships between soil organic matter content and soil erosion severity in Albeluvisols of the Žemaičiai Uplands, *Ekologija*, 53: 21–28.
- Kandeler E. (1996): Aggregate stability. In: Schiner et al. (Eds.): *Methods in Soil Biology*. Berlin, Springer-Verlag: 426.
- Kandeler E., Palli E., Stemmer M., Gerzabek M.H. (1999): Tillage changes microbial biomass and enzymes activities in particle size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1253-1264.
- Kononova A.L., Bělčíková, I.C., (1961): Uskorenyje metody opradělenija sostava gumusa minerálních počv. *Počvovedenije*, 10: 130–136.
- Kosmas C., Gerontidis S., Marathianou M., Detsis B., Zafiriou T., Nan Muysen W., Govers G., Quine T., Van Oost K. (2001): The effects of tillage displaced soil on soil properties and wheat biomass. *Soil Tillage Research*, 58:31-44.
- Ladd J.N., Butler J.H.A. (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 19-30.
- Lepš J., Šmilauer P. (2000): Mnohorozměrná analýza ekologických dat (Multivariate analysis of ecological data). University of South Bohemia in České Budějovice: 102. (In Czech).
- Li Y., Lindstrom M.J. (2001): Evaluating soil quality: Soil redistribution relationship on terraces and steep hillslope. *Soil Science Society of America Journal*, 65:1500-1508.

- Li S., Lobb D.A., Lindstrom M.J., Farenhorst A. (2007): Tillage and water erosion on different landscapes in the northern North American Great Plains evaluated using ^{137}Cs technique and soil erosion models. *Catena*, 70: 493–505.
- Liu X., Herbert S.J., Hashemi A.M., Zhang X., Ding G. (2006): Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. *Plant, Soil and Environment*, 52: 531–543.
- Lobb D.A., Kachanoski R.G., Miller M.H. (1995): Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape positions measured using ^{137}Cs as a tracer. *Canadian Journal of Soil Science*, 75: 211–218.
- Lynch J., Smith G.D., Harper S., Hillemeier M., Ross N., Kaplan G.A., Wolfson, M. (2004): "Is Income Inequality a Determinant of Population Health? Part 1. A Systematic Review." *The Milbank Quarterly*, 82: 5-99.
- Mehlich A., (1984): Mehlich no. 3 soil test extractant: a modification of Mehlich no. 2. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409–1416.
- Mitáš L., Mitášová H. (1998): Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention. *Water Resources Research*, 34: 505-516.
- Mitášová H., Hofierka J., Zlocha M., Iverson L.R. (1996): Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of GIS* 10, 5: 629-641.
- Nie X.J., Zhao T.Q., Qiao X.N. (2013): Impacts of soil erosion on organic carbon and nutrient dynamic in an alpine grassland soil. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59: 660–668.
- Odlare M., Pell M., Svensson K. (2008): Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues, *Waste Management*, 28: 1246–1253.
- Padmalal D., Maya K., Seralathan P. (1997): Geochemistry of Cu, Co, Ni, Zn, Cd and Cr in the surficial sediments of a tropical estuary, southwest coast of India: a granulometric approach. *Environmental Geology*, 31: 85-93.

- Polyakov V.O., Lal R. (2004a): Modeling soil organic matter dynamics as affected by soil water erosion. *Environment International*, 30: 547-556.
- Polyakov V.O., Lal, R., (2004b): Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. *Soil Sci.* 169, 590–599.
- Ross D.J. (1970): Effects of storage on dehydrogenase activities of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2: 55-61.
- Šarapatka B., Kršková M., (1997): Interakce mezi aktivitou fosfatáz a půdními charakteristikami ve vybraných lokalitách ČR. (Interactions between phosphatase activity and soil characteristics from some locations in the Czech Republic). *Rostlinná výroba*, 43: 415-419.
- Šarapatka B., Čáp L., Bílá P. (2018): The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes, In *Geoderma*, 314: 20-26.
- Sensoy H., Kara O. (2014): Slope shape effect on runoff and soil erosion under natural rainfall conditions. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 7: 110-114.
- Schimel J.P., Bennett J. (2004): Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85: 591–602.
- Schinner F., von Mersi W. (1990): Xylanase, CM-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. *Soil Biology and Biochemistry*, 22: 511-515.
- Smith S.V., Sleezer R.O., Renwick W.H., Buddemeier R. (2005): Fates of eroded soil organic carbon: Mississippi basin case study. *Ecological Applications*, 15: 1929–1940.
- StatSoft, Inc, (2013): STATISTICA (Data Analysis Software System), Version 12002E.
- Steiner C., Teixeira W.G., Lehman J., Nehls T., de Macêdo J.L.U., Blum W.E.M., Zech W. (2007): Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant Soil*, 291: 275–290.

Stewart C.M., McBratney A.B., Skerritt J.H. (2002): Sitespecific durum wheat quality and its relationship to soil properties in a single field in Northern New South Wales. *Precision Agriculture*, 3: 155-168.

Stone J.R., Gilliam J.W., Cassel D.K., Daniels R.B., Nelson L.A., Kieiss H.J. (1985): Effects of erosion and landscape position on the productivity of Piedmont soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49: 987–991.

Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1: 301-307.

Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1972): Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 479-487.

Verheijen F.G.A., Jones R.G.A., Rickson R.J., Smith C.J. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, 94: 23-38.

Wang X., Cammeraat E.L.H., Romeijn P., Kalbitz K., (2014): Soil Organic Carbon Redistribution by Water Erosion – The Role of CO₂ Emissions for the Carbon Budget. *PLoS ONE* 9(5): e96299.

Wang X., Cammeraat L.H., Wang Z., Zhou J., Govers G., Kalbitz K. (2013): Stability of organic matter in soils of the Belgian Loess Belt upon erosion and deposition. *European Journal of Soil Science*, 64: 219–228.

Wischmeier W.H., Smith D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. In: U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook*, No. 537: 57.

Xu Q., Jiang P., Wang H. (2010): Improvement of biochemical and biological properties of eroded red soil by artificial revegetation. *Journal of Soils and Sediments*, 10: 255–262.

Zádorová T., Penížek V., Šefrna L., Drábek O., Mihaljevič M., Volf Š., Chuman T., (2013): Identification of Neolithic to Modern erosion–sedimentation phases using geochemical approach in a loess covered sub-catchment of South Moravia, Czech Republic. *Geoderma*, 195: 56–69.

Zbírál J., Honsa I (Eds.). (2010): Jednotné pracovní postupy – Analýza půd I. (Methods of soil analysis, part I). Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture Brno: 290, (In Czech).

Zbírál J., Malý S., Váňa M. (Eds.). (2011): Jednotné pracovní postupy – Analýza půd III. (Methods of soil analysis, part III). Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture Brno: 253, (In Czech).

Zhang X., Li Z., Tang Z., Zeng G., Huang J., Guo W., Chen X., Hirsh A. (2013): Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China, *Geomorphology*, 197: 137-144.

Zhang Y.L., Sun C.X., Chen L.J., Duan Z.H. (2009): Catalytic potential of soil hydrolases in northeast China under different soil moisture conditions. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal/Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 9: 116-12

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Ovlivnění vybraných půdně-biologických vlastností
erozními procesy a dodávkou exogenní organické hmoty**

Petra Bílá

Autoreferát doktorské disertační práce

Olomouc 2019

Petra Bílá: Ovlivnění vybraných půdně-biologických vlastností erozními procesy a dodávkou exogenní organické hmoty

Doktorský studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ekologie

Uchazeč: **Ing. Petra Bílá**

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

Katedra ekologie a životního prostředí

Školitel: **prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.**

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

Katedra ekologie a životního prostředí

Oponenti

.....

.....

.....

.....

.....

Obhajoba disertace se koná dne vhodin v učebně na Katedře ekologie a životního prostředí PřF Univerzity Palackého v Olomouci, Šlechtitelů 27, Olomouc.

S disertační prací je možné se seznámit na Studijním oddělení Děkanátu PřF Univerzity Palackého v Olomouci, tř. 17. listopadu, Olomouc.

Bílá P. (2019): Ovlivnění vybraných půdně-biologických vlastností erozními procesy a dodávkou exogenní organické hmoty [Influence of selected soil-biological properties by erosion processes and delivery of exogenous organic matter]. Doktorská disertační práce, Univerzita Palackého v Olomouci.

ABSTRAKT

Eroze půdy, zejména vodní, je všeobecně považována za hlavní příčinu degradace půdy a jsou s ní spojené změny půdních vlastností, významně ovlivňuje výnosy zemědělských plodin a zhoršuje také hydrologické a mimoprodukční funkce půdy. Eroze půdy může měnit nejen fyzikální a chemické vlastnosti půdy, ale i biologické, a navíc tyto charakteristiky mohou reagovat na změny podmínek prostředí dříve než ostatní parametry. Také živiny v půdě a organická hmota podléhají ztrátám kvůli erozi. Kromě ekologických škod způsobuje eroze půdy i škody ekonomické, jako jsou finanční ztráty nebo zvyšování nákladů na pěstování plodin. Je tedy žádoucí studovat vliv erozních procesů na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd.

Práce si klade za cíl 1) vyhodnotit zmiňovaný dlouhodobý vliv erozních procesů na různých částech svahů na vybrané chemické vlastnosti týkající se organické hmoty, biologické vlastnosti vyjádřené aktivitou půdních enzymů a fyzikální vlastnosti a posoudit, která ze sledovaných vlastností nejvíce odráží probíhající erozi; 2) vyhodnotit vliv aplikace různých typů a dávkování exogenní organické hmoty na aktivitu vybraných půdních enzymů.

První část práce vychází ze studií provedených v oblasti jižní Moravy na půdách typu černozem. Prokázala se značná intenzita erozních procesů na studované vlastnosti půdy v jednotlivých částech svahů. Bylo zjištěno kvalitnější složení půdní organické hmoty v depozičních oblastech, což je potvrzeno větším obsahem celkového humusového materiálu a huminových kyselin v organické hmotě. Naopak u obsahu vápníku a pH byly zjištěny statisticky významné vyšší hodnoty v erozních částech svahů. To je potvrzením intenzivních erozních procesů. Vliv eroze na enzymatickou aktivitu byl také potvrzen, depoziční oblasti

vykazovaly větší mikrobiální biomasu a enzymatickou aktivitu ve srovnání s erozními oblastmi. Nejvíce byly ovlivněny charakteristiky chemické, související s množstvím a kvalitou organických látek a se zásobou přijatelných živin (P).

Druhá část práce byla věnována vlivu aplikace a dávkování exogenní organické hmoty (EOM) na aktivitu půdních enzymů. Výzkum probíhal na maloparcelkových polních pokusech v lokalitě Pusté Jakartice v Moravskoslezském kraji. Prostřednictvím různých dávek EOM bylo do půdy dodáváno různé procento dusíku v organické formě. Prokázali jsme, že aplikace EOM vede k poměrně rychlým změnám v enzymatické aktivitě. Aktivity celulózy, kyselá a alkalická fosfatázy byly stimulovány nejvyššími dávkami EOM. Zvyšující se obsah C, N a P dodávaný prostřednictvím EOM pozitivně ovlivňoval aktivitu celulózy a fosfatáz. Složení a kvalitu různých typů odpadů a organické hmoty je dobré brát v úvahu při využití v zemědělství.

Tento výzkum byl podporován v rámci programu z Ministerstva zemědělství NAZV QJ123066, QJ1630422, OK1720303, QK1810233, Operačního programu přeshraniční spolupráce CZ – PL (CZ.3.22./1.2.00/12.03445) a IGA projektů Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.

KLÍČOVÁ SLOVA: půda, vodní eroze, enzymatická aktivita, živiny, exogenní organická hmota, biologické, chemické a fyzikální vlastnosti.

ABSTRACT

Soil erosion, especially water erosion is generally considered as a major cause of soil degradation and associated changes in soil properties, significantly affecting crop yields and also aggravating hydrological and non-productive soil functions. Soil erosion can change not only the physical and chemical properties of the soil, but also the biological, and in addition, these characteristics can respond to changes in environmental conditions earlier than other parameters. Also, soil nutrients and organic matter are subject to losses due to erosion. In addition to the environmental damage, soil erosion also causes economic damage, such as financial losses or increased crop costs. It is therefore desirable to study the effect of erosion processes on the biological, chemical and physical properties of soils.

The aim of the thesis is to first evaluate the above mentioned long-term impact of erosion processes in different parts of slopes on selected chemical properties related to organic matter, biological activity of soil properties expressed enzymes, physical properties and to assess which of the observed properties reflects the most significant erosion; second, to evaluate the effect of application of different types and dosage of exogenous organic matter on soil activity of selected enzymes.

The first part of this work is based on studies carried out in the area of South Moravia on chernozem soils. Significant intensity of erosion processes on the studied soil properties in different parts of slopes was proved. A better composition of soil organic matter in deposition areas was found, which is confirmed by higher content of total humus material and humic acids in organic matter. In contrast, in the calcium content and pH were statistically significantly higher in the erosion areas slopes. This is a confirmation of intense erosion processes. The effect of erosions on enzymatic activity was also confirmed, deposition areas showed greater microbial biomass and enzymatic activity in comparison with the erosion regions. Most were affected by the chemical characteristics related to the amount and quality of organic substances and with a supply of available nutrients (P).

The second part is devoted to the influence of the application and dosage of exogenous organic matter (EOM) on the activity of soil enzymes. The research was conducted on small-plot field trials in the Puste Jakartice area in the Moravian-Silesian Region. Different percentages of nitrogen in the organic form were supplied to the soil through various doses of EOM. We have demonstrated that the application of EOM leads to relatively rapid changes in enzymatic activity. Cellulase activity, acidic and alkaline phosphatase were stimulated with the highest doses of EOM. Increasing the content of C, N and P supplied through the EOM positively influenced cellulase and phosphatase activity. The composition and quality of different types of waste and organic matter should be taken into account when used in agriculture.

This research was supported within the program of the Ministry of Agriculture NAZV QJ123066, QJ1630422, OK1720303, QK1810233, Operational Program Cross-Border Cooperation CZ - PL (CZ.3.22./1.2.00/12.03445) and IGA projects of the Faculty of Science of Palacky University in Olomouc.

KEY WORDS: soil, water erosion, enzymatic activity, nutrients, exogenous organic matter, biological, chemical and physical properties.

Obsah

1	ÚVOD.....	8
2	LITERÁRNÍ PŘEHLED	9
2.1	Degradační faktory půdy	9
2.2	Eroze půdy a ovlivnění vybraných biologických, chemických a fyzikálních charakteristik	10
2.2.1	Biologické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění.....	10
2.2.1	Fyzikální charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění	11
2.2.2	Chemické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění.....	12
3	CÍLE A STRUKTURA PRÁCE	12
4	METODIKA.....	13
4.1	Studijní lokality.....	13
4.2	Popis experimentů a použité metody	14
4.2.1	Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy.....	14
4.2.2	Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti.....	15
5	SOUHRN HLAVNÍCH VÝSLEDKŮ	16
5.1	Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy	16
5.2	Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti	18
6	ZÁVĚR.....	18
7	LITERATURA	20
8	SEZNAM PUBLIKACÍ AUTORA.....	23
8.1	Publikace zařazené do disertační práce.....	23
8.2	Příspěvky na konferencích.....	23

1 ÚVOD

V práci jsem se zaměřila na dvě hlavní otázky, a to na vliv eroze na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd a dále na organickou hmotu a vliv její aplikace na aktivitu půdních enzymů.

Eroze půdy, zejména vodní, patří k nejrozšířenějším a velice závažným typům degradace půdy z hlediska životního prostředí, a to jak celosvětově, tak i v České republice. Jen v České republice je určitou formou vodní eroze ohroženo více než 50 % půdy, přičemž odhadovaná ztráta půdy vlivem eroze je přibližně 21 milionů tun ornice za rok (Kolektiov, 2018).

Na vodní erozi se podílí i intenzifikace zemědělství v poválečném období. V České republice jsou stále největší půdní bloky v Evropě, což průběhu eroze jen napomáhá. (Kolektiov, 2018)

V minulosti bylo zrušeno značné množství doprovodných krajinných prvků. Vznik vodní eroze je ovlivněn ze značné části způsobem zpracování půdy, souvisejícím se scelováním polí do větších celků, které mohly být obhospodařovány mechanizací, ovšem za cenu snížené ochrany, kterou právě do té doby běžné krajinné prvky plnily.

Eroze, a s ní spojená ztráta živin, nejenže významně ovlivňuje výnosy zemědělských plodin, ale zhoršuje také hydrologickou funkci půdy. V dlouhodobém horizontu může vést k postupné změně hydrologické situace v krajině (Boardman, Poesen, 2006). K dalším negativním projevům eroze souvisejících s produkcí plodin můžeme zařadit omezené možnosti zakořenění, pokles dostupných zdrojů vody, snížení úrodnosti půdy a její nepříznivé fyzikální podmínky (Ebeid et al., 1995).

Uvádí se, že eroze půdy může změnit fyzikální a chemické vlastnosti půdy, ale také biologické vlastnosti, jako mikrobiální společenstvo, abundanci nebo enzymatickou aktivitu (Xu et al., 2010; Hiltbrunner et al., 2012).

Půdní enzymatické aktivity jsou užitečným nástrojem pro posuzování funkční rozmanitosti mikrobiálních společenstev v půdě (Kandeler et al., 1999). Enzymatická aktivita tak může být používána jako indikátor kvality půdy, udržitelnosti a změn v bio-geochemických funkcích díky managementu nebo poruchám.

Vedle vlivu erozních procesů na kvalitu půdy je vážným problémem stav organické hmoty v půdním prostředí. Organická hmota v půdě je vystavena úbytku, rozkladu a dalším

změnám a její nadměrné ztráty patří k závažným formám degradace půd. Značné nebezpečí této formy degradace souvisí s nedostatečnou dodávkou kvalitních organických látek.

Jednou z možností řešení je dodávka různých druhů exogenní organické hmoty (EOM), jako jsou např. čistírenské kaly, vedlejší produkty z potravinářského průmyslu, kompostované odpady z průmyslové výroby nebo komunálního odpadu, digestáty, živočišné moučky a statková hnojiva (Diacono a Montemurro 2010 in Malý a Siebielec 2015), která ovlivňuje jak fyzikální, tak chemické i biologické vlastnosti.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Degradční faktory půdy

Půda je nestabilní systém, který se neustále vyvíjí. Velmi významnou roli hraje také fakt, že jsou půdní funkce vzájemně propojené, díky čemuž jsou navzájem zranitelné různými formami degradace půd (Šarapatka a kol., 2002). Jako degradaci půdy lze označit vše, co snižuje její kvalitu a z toho vyplývá, že pokud neplní půda některou ze základních funkcí, došlo k její degradaci (Lal, 1998).

Výzkum probíhal především v erozních oblastech jižní Moravy, což je nejúrodnější oblast České republiky s černozemními půdami a kde je také největší hrozba eroze, proto je následující text zaměřen na erozi půdy ovlivňující kvalitu půdy.

Eroze půdy

Eroze je všeobecně uznávána jako hlavní příčina degradace půdy na orné půdě (Li a kol. 2007). Vodou vyvolaná eroze přemísťuje půdu, snižuje infiltraci a zvyšuje povrchový odtok (Pilgrim et al. 2010). Vodní eroze se vytváří díky dopadajícím dešťovým kapkám s kinetickou energií, jež dopadají na povrch půdy a uvolňují půdní částice. Na vznik vodní eroze má největší vliv sklonitost a délka pozemku po spádnici, dále pak vegetační pokryv, vlastnosti půdy a její náchylnost k erozi, přítomnost resp. nepřítomnost protierozních opatření a četnost výskytu přívalových srážek.

2.2 Eroze půdy a ovlivnění vybraných biologických, chemických a fyzikálních charakteristik

Jako indikátory zdraví a kvality půdy se obvykle volí vybrané půdní charakteristiky fyzikální, chemické a biologické. Tuto kvalitu ovlivňuje i půdní eroze, která nemusí měnit jen fyzikální a chemické charakteristiky, ale také charakteristiky biologické. Některé studie také uvádějí (Lynch et al. 2004; Odlare 2008), že biologické charakteristiky reagují na změny podmínek citlivěji a dříve než ostatní půdní parametry. Náš výzkum byl především zaměřen na ovlivnění biologických charakteristik erozními procesy, vyjádřených aktivitou vybraných půdních enzymů, ale také zhodnotit dlouhodobý vliv erozních procesů na různých částech svahu na vybrané fyzikální a chemické charakteristiky a také zhodnotit vliv aplikace a dávky exogenní organické hmoty.

2.2.1 Biologické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění

Půdní mikroorganismy hrají klíčovou úlohu v pedogenetických procesech, koloběžích prvků a růstu rostlin, v tocích látek, energie a informací. Mikroby v půdě jsou podstatné tím, že produkují různé enzymy (Zhang et al. 2009), které jsou neustále syntetizovány, akumulovány, inaktivovány a/nebo rozkládány v půdě (Tabatabai 1994; Dick et al. 1994).

Půdní enzymy jsou přirozenými mediátory a katalyzátory mnoha důležitých půdních procesů, jako je rozklad organických látek uvolněných do půdy během vegetace, tvorba a rozklad humusu, produkce živin dostupných pro rostliny, fixace dusíku, jakož i tok uhlíku, dusíku a dalších základních prvků biochemického cyklu.

Vybrané enzymy a jejich význam v půdě (dle Uplatněné certifikované metodiky Enzymy, jejich význam, funkce a metody stanovení jejich aktivit, Šarapatka 2013)

Dehydrogenáza – patří mezi oxidoreduktázy a používá jinou molekulu než kyslík jako elektronický akceptor (např. NAD^+), je výsledkem aktivit různých dehydrogenáz, které jsou důležitou složkou enzymového systému všech mikroorganismů. Může sloužit jako indikátor biologického redox systému a intenzity mikrobiálního metabolismu v půdě.

Celuláza – je polymer β -glukózy a je nejrozšířenější organickou molekulou na Zemi. Tento enzym je produkován specializovanými bakteriálními druhy a řadou druhů hub. Jejich

aktivita bývá vyšší ve rhizosféře ve srovnání s okolní půdou. Důležitý je obsah celulózy v posklizňových zbytcích nebo organickém materiálu.

Ureáza – je enzym, který se vyskytuje u většiny rostlin, živočichů a mikroorganismů, hydrolyzuje močovinu na HN_3 a CO_2 . V půdě to je stabilní enzym a je často užíván v rámci testování půdní úrodnosti.

Proteáza – hydrolýza bílkovin, je umožňována díky proteázám, kdy dochází k rozkladu na oligopeptidy a aminokyseliny. Proteiny, které se dostávají do půdy, jsou rozkládány mnoha bakteriemi a houbami.

Fosfatázy – jsou zodpovědné za enzymatickou mobilizaci organicky vázaného fosforu. Odstraňují PO_4^{3-} ze substrátu. Rozlišujeme dvě skupiny, a to kyselou a alkalickou fosfatázu. Kyselá fosfatáza je přítomna v kořenových exsudátech a je indikátorem rhizosferního prostředí. Zásaditá fosfatáza je produkována mikroorganismy a částečně mykorhizními houbami.

Nitátreduktáza – působením enzymu nitrátreduktázy, kterým jsou vybaveny jak rostliny, tak některé bakterie, dochází k redukci dusičnanů na dusitany.

2.2.1 Fyzikální charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění

Fyzikální vlastnosti ovlivňují vlhkostní, vzdušný a tepelný režim půd. Jedná se především o objemovou hmotnost, celkovou pórovitost, minimální vzdušnou kapacitu a využitelnou vodní kapacitu.

Autoři Ebeid et al. (1995) uvádějí, že půdy poškozené erozí mají vyšší objemovou hmotnost a tyto půdy s vyšší objemovou hmotností jsou náchylnější k erozi. Při nadměrném zhutnění půdy se také snižuje efektivnost minerálního hnojení, a to především dusíkem. Dochází rovněž ke změnám v obsahu vody v půdě, kdy při nadměrném zhutnění se v důsledku snížení pórovitosti omezuje pohyb vody v půdě (Hůla a kol. 2010). I další výzkumy potvrzují, že v půdách poškozených erozí bývají obsahy maximální vodní kapacity nejnižší (Ebeid et al. 1995). Dobrý strukturní stav půdy se dá udržovat přívodem organické hmoty, strukturní agregáty jsou důležité při ochraně půdy před erozí a jsou významným přínosem pro udržení vláh a jako ochrana před výparem (Hůla a kol. 2010).

2.2.2 Chemické charakteristiky a vybrané faktory jejich ovlivnění

Ve vztahu ke kvalitě půdy je důležité nejen množství organické hmoty, ale také její kvalita. Organická hmota je materiál produkovaný živými organizmy (rostlinami, živočichy), který je navrácen do půdy a prochází dekompozičními procesy. Organická hmota zahrnuje veškeré organické sloučeniny přítomné v půdě (Diacono a Montemurro 2010). V posledních letech je běžná specializace zemědělců na rostlinnou produkci bez chovu hospodářských zvířat a tímto vzniká také problém s nedostatečnou dodávkou organické hmoty do půdy jako důležitého zdroje pro tvorbu humusu. Jako řešení se nám nabízí i použití různých druhů exogenní organické hmoty (EOM), vlastnosti EOM jsou ovlivněny vlastnostmi výchozích surovin. Osud této hmoty po aplikaci na půdu je do značné míry určen poměrem C a N a dalších základních prvků.

Půda obsahuje různé chemické prvky, rozdělené na mikroelementy a makroelementy, které tvoří základ jejího chemického složení. Hlavními živinami, důležitými pro růst rostlin, jsou dusík (N), fosfor (P) a draslík (K).

Z hlediska chemie půdy několik vědeckých studií popisuje (Polyakov and Lal, 2004; Papiernik et al. 2007; Nie et al. 2013) zrychlení ztráty organického uhlíku, dusíku a fosforu vlivem eroze a prostorového rozložení těchto materiálů ve svahu a ve vztahu k transportu vody a rozrušování půdy během hospodářských prací (Cerdá et al., 2007; Haile and Fetene, 2012). V našem výzkumu byly analyzovány vybrané chemické vlastnosti týkající se základních živin a půdní organické hmoty. Vápník je příznivý pro strukturu půdy a neutralizuje půdní kyselost. Také ale může být ukazatelem probíhajících erozních procesů, kdy výnosy mají tendenci být nejnižší v erodovaných oblastech, kde je odhaleno vápenaté podloží, čímž se do půdy dostává vyšší množství vápníku, a současně je zde nízký obsah organické hmoty (Cox et al. 2003).

3 CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

Jak vyplývá z výše uvedeného, eroze půdy, zejména vodní, patří k nejrozšířenějším typům degradace půdy, jak celosvětově, tak i v České republice. Nesprávnou hospodářskou činností je nenávratně poškozován půdní profil pozemků. Množství půdy odnesené vodní erozí mnohonásobně převyšuje množství půdy, která vzniká přirozenými procesy (Verheijen et

al., 2009). Je tedy žádoucí studovat vliv erozních procesů na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd, které jsou předmětem výše zmíněných změn.

Práce si klade tyto cíle:

- a) Vyhodnotit dlouhodobý vliv erozních procesů na různých částech svahů v oblasti jižní Moravy na vybraných chemických vlastnostech týkající se půdní organické hmoty, biologických vlastnostech vyjádřených aktivitou vybraných půdních enzymů a fyzikálních vlastnostech. Posoudit, která ze sledovaných charakteristik nejvíce odráží probíhající erozi.
- b) Vyhodnotit vliv aplikace různých typů a dávkování exogenní organické hmoty na aktivitu vybraných půdních enzymů. Z nich byly zvoleny enzymy z koloběhu N, P a C, a to ureáza, fosfatázy a celulóza.

V rámci jednotlivých cílů byly ověřovány následující hypotézy:

- má eroze má negativní dopad na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy?
- která z těchto vlastností nejcitlivěji odráží probíhající erozi?
- ovlivní dodávka exogenní organické hmoty aktivitu enzymů krátce po aplikaci?

4 METODIKA

4.1 Studijní lokality

Studie vlivu eroze na různých částech svahu probíhala v oblasti jižní Moravy na půdách typu černozem. Každý rok byly zvoleny ve vybraných katastrálních územích svažité pozemky oseté kukuřicí. Pokusné lokality se nacházely v katastrálních územích Ostrožská Nová Ves, Ostrožská Lhota, Syrovín, Horní Bojanovice, Krumvíř, Vracov, Hovorany, Hustopeče, Velké Bílovice a Čejkovice.

V rámci studie vlivu aplikace různých typů a dávkování exogenní organické hmoty do půdy byly na zkušební stanici Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Pustých Jakarticích v Moravskoslezském kraji založeny maloparcelkové polní pokusy. Půda byla klasifikována jako luvisol s pseudoglejovými vlastnostmi. Na pokusné lokalitě byla pěstována kukuřice.

4.2 Popis experimentů a použité metody

4.2.1 Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy

Výzkum v oblasti jižní Moravy probíhal mezi lety 2012 – 2016. Při výběru lokalit pro každý rok bylo stěžejním faktorem pěstování širokořádkové kukuřice na svažitém pozemku ohroženém erozí. Pro potřeby naší studie byla odběrná místa na vrcholu svahu označena jako kontrola (C), dále ve střední části svahu, tedy erozní části (E), a v akumulaci části svahu (D). Vzorky půdy pro chemickou analýzu a studium biologické aktivity byly odebírány z horizontů 0-20 cm sondovací tyčí Eijkelkamp. Odběry probíhaly každý rok vždy ve dvou termínech, a to na jaře a na podzim. Půdní vzorky pro stanovení fyzikálních vlastností půdy byly odebírány na vybraných pozemcích z ornice v hloubce 5 – 25 cm na konci vegetačního období.

Z odebraných vzorků byly stanoveny vlastnosti půdy podle následujících postupů. Enzymatické aktivity půdy byly stanovovány s využitím spektrofotometrických metod.

Aktivita celulózy byla stanovena s využitím CM-celulózy jako substrátu. (Schinner a von Mersi 1990). Aktivita fosfatázy byla měřena s použitím p-nitrofenylfosfátu jako substrátu. (Tabatabai a Bremner 1969). Aktivita dehydrogenázy byla měřena s využitím trifenylnitroimidazolium chloridu jako substrátu. (Ross 1970). Pro stanovení aktivity ureázy byly půdní vzorky inkubovány s roztokem močoviny. (Tabatabai a Bremner 1972). Pro stanovení aktivity proteázy byly půdní vzorky inkubovány s kaseinem. (Ladd et al. 1972).

V rámci studia chemických charakteristik byl obsah přístupného fosforu, hořčíku a draslíku stanoven pomocí extrakčního roztoku podle Melicha III, s následným stanovením pomocí atomové absorpční spektrofotometrie (Mehlich, 1984; Zbiral and Honsa, 2010).

Půdní reakce byla stanovena jako pH/H₂O (ISO 10390, 2000; Zbiral a Honsa, 2010). Obsah Cox byl stanoven jednotným pracovním postupem oxidací chromsírovou směsí a barevná intenzita měřena spektrofotometrií (ISO 14235, 1998; Zbiral a kol., 2011).

Ntot byl stanoven oxidací peroxidu dusíku v prostředí koncentrované kyseliny sírové. (ISO 11261, 1995; Zbiral a kol., 2011).

Frakce humusu byly stanoveny modifikovaným postupem (Konovova and Běličková, 1961), kdy C všech huminových látek byl určen odpařováním pyrofosforečnanového výluhu a obsah C huminových kyselin byl stanoven po rozpuštění NaOH.

Fyzikální vlastnosti byly stanoveny za použití standardní metody podle Zbíral a Honsa (2010). Na odběr vzorků byly použity Kopeckého válečky (100c m³) a zahrnují tato stanovení: objemovou hmotnost redukovanou, celkovou pórovitost, maximální kapilární vodní kapacitu a minimální vzdušnou kapacitu. Stabilita půdních agregátů byla stanovena proséváním za mokra.

Výsledky analýz byly vyhodnoceny statistickým programem STATISTICA (StatSoft, 2013), ve kterém byly provedeny základní charakteristiky skupin a byla stanovena Spearmanova korelace. Hodnocení rozdílů mezi jednotlivými skupinami bylo provedeno neparametrickým Wilcoxonovým párovým testem a Mann – Whitney U testem. Data byla analyzována pomocí lineárního modelu přímé ordinace RDA (RDA – redundancy analysis). Všechny analýzy byly prováděny v programu CANOCO 5.

4.2.2 Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti

Studie vlivu typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti půdy probíhala v letech 2013 a 2014 ve znáhodněných blocích. Bloky zahrnovaly 10 kombinací hnojení a každá kombinace měla 4 opakování. Na půdu byla aplikována exogenní organická hmota (EOM) s rozdílnými parametry, jednalo se kompost (Ag), průmyslový kompost (Ra) a živočišnou moučku (Mb).

Podrobnější popis použitých statkových hnojiv uvádí Niedźwiecki et. al. (2015) v publikaci (Malý, Siebielec 2015), která byla vydána jako výstup projektu Rizika a přínosy aplikace exogenní organické hmoty na půdu – Program přeshraniční spolupráce Česká republika – Polská republika.

Použité dávky byly odvozeny od N (200 kg.ha⁻¹), ale lišil se poměr dusíku dodaného organickým a minerálním hnojivem. Vždy 0 %, 50 %, 75 % a 100 % z celkového množství aplikovaného N bylo ve formě EOM. Organické materiály byly aplikovány na jaře 2013 a 2014 a zapravení exogenní organické hmoty bylo provedeno do hloubky 15 – 20 cm.

Přibližně jeden měsíc poté byla odebrána půda pro laboratorní analýzy. Podzimní odběr vzorků probíhal bezprostředně po sklizni. V obou letech byla na pokusech pěstována kukuřice (Niedźwiecki et. al. 2015). Enzymatická aktivita byla měřena stejnými spektrofotometrickými metodami, jako jsou uvedeny v předchozí kapitole o výzkumu eroze v oblastech jižní Moravy.

Získané výsledky byly vyhodnoceny pomocí programu STATISTICA (StatSoft, Ver. 12) s analýzou korelačních závislostí (Pearsonův koeficient), s testováním rozdílů mezi skupinami (parametrické porovnání, ANOVA, Turkeyův test) a s využitím příslušných grafů.

5 SOUHRN HLAVNÍCH VÝLEDKŮ

5.1 Výzkum v erozních oblastech jižní Moravy

Výsledky analýz biochemických a chemických charakteristik byly statisticky vyhodnoceny z hlediska rozdílů těchto vlastností půdy v kontrolních, erozních a depozičních částech svahů. Průměrné hodnoty jednotlivých půdních charakteristik v různých částech svahů, tak statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými částmi svahů potvrzují, že v erozních oblastech svahů přesahují procesy eroze depoziční procesy a v depozičních oblastech převažují depoziční procesy nad procesy erozními.

Když se podíváme na zjištěné statisticky významné rozdíly v dostupném draslíku a fosforu, tak v oblastech depozice byly zásoby vyšší v porovnání s erozními oblastmi. U fosforu byl jeho obsah v erozních oblastech nízký, zatímco v kontrolních a depozičních oblastech uspokojivý. Podobné rozdíly byly zjištěny také v charakteristikách souvisejících s organickou hmotou v půdě. V oblastech depozice byly prokázány vyšší zásoby, ať už jde o celkový dusík, organický uhlík, humus nebo huminové kyseliny. Z hlediska chování půdy se v několika vědeckých studiích uvádí (Polyakov and Lal 2004; Papiernik et al. 2007; Nie et al. 2013) a prokazují to i naše výsledky, že vlivem eroze dochází ke zrychlení ztrát organického uhlíku, dusíku a fosforu. Také v erozních procesech je uhlík dostupnější v depozičních oblastech než v erozních oblastech (Ma et. al. 2014). Ve vztahu k našemu výzkumu bylo zjištěno kvalitnější složení půdní organické hmoty v depozičních oblastech.

Naopak u obsahu vápníku a pH byly zjištěny statisticky významné vyšší hodnoty v erozních částech svahů. To je důkazem intenzivních erozních procesů a výsledky našeho výzkumu odpovídají i publikovaným výsledkům od Hammerové et al. (2014) na podobných černozemních půdách.

V rámci výzkumu byly sledovány také enzymatické aktivity, kde statisticky vyšší průměrná hodnota byla v depozičních částech svahu, konkrétně u dehydrogenázy, kyselá fosfatázy a také ureázy a nitrát reduktázy. Vliv eroze na enzymatickou aktivitu je potvrzen také ve výzkumu Li et al. (2015), kde depoziční oblasti vykazovaly větší mikrobiální biomasu a enzymatickou aktivitu ve srovnání s erozními oblastmi. Dále byla provedena také korelace mezi aktivitou půdních enzymů a charakteristikami týkajícími se organické hmoty. Zde byla nalezena pozitivní korelace uhlíku a dusíku s celulázou, proteázou, nitrát reduktázou a fosfatázami. Také publikovaná studie Li et al. (2015) popisuje pozitivní korelaci mezi aktivitou enzymů a organickým zdrojem uhlíku.

Zaměřili jsme se i na zjišťování, které charakteristiky nejvíce odrážejí probíhající erozi. Provedená základní statistika naznačuje rozdíly charakteristik mezi jednotlivými částmi svahů, malé statisticky průkazné rozdíly mezi pozicemi svahů ukazují na rozdíly pouze u některých charakteristik, přičemž nejvíce jich bylo zaznamenáno mezi erozní a depoziční částí svahu.

Průkazný statistický rozdíl u biochemických charakteristik odráží aktivita dehydrogenázy. U kyselá fosfatázy byl statisticky průkazný rozdíl jen mezi kontrolní a erozní částí svahů. Vliv eroze na enzymatickou aktivitu tyto naše výsledky rovněž potvrzují, kdy jsme zaznamenali vyšší enzymatickou aktivitu v oblastech depozice, ve srovnání s erozními částmi svahů.

Při zjišťování, které charakteristiky nejvíce odrážejí probíhající erozi, byly do RDA analýzy zařazeny všechny charakteristiky, a to fyzikální, chemické a biologické a také všechny části svahu (kontrolní, erozní a depoziční) a tento model se ukázal jako signifikantní.

Z této analýzy vyplynulo, že na průběh eroze nejvíce reagovaly chemické charakteristiky, kde se jako hlavní ukazatel ovlivnění jeví organická hmota spolu se základními živinami, a s tím související aktivita půdních enzymů. Ve studii Feiza et al. (2008) bylo zjištěno,

že půdní organická hmota, a především v ní obsažený organický uhlík je důležitým ukazatelem kvality na erodovaných půdách a je složen z široké škály sloučenin, které se rozkládají různými rychlostmi v závislosti na jejich chemii, teplotě, vlhkosti, biotě, půdních minerálech a agregaci.

5.2 Výzkum typu dávky exogenní organické hmoty na vybrané biochemické vlastnosti

Statistické hodnocení ukázalo vztahy k aktivitě jednotlivých půdních enzymů, včetně vztahu k množství aplikované organické hmoty. Výsledky jednofaktorového statistického hodnocení aktivity enzymů prokázaly signifikantní rozdíly u aktivity celulózy, kyselé a alkalické fosfatázy v závislosti na dávkování a typu EOM. Statisticky průkazné rozdíly nebyly zjištěny mezi variantami z hlediska aktivity ureázy.

Ve výzkumu jsme prokázali rychlou reakci zejména u aktivity enzymů, to, že enzymy reagují poměrně rychle na změny v půdním prostředí prokazují i studie Kandeler et al. (1999) nebo Zhang et al., (2010). V průběhu obou sezón nebyl zjištěn statisticky významný vliv jakéhokoliv typu EOM na charakteristiky týkající se podzemní vody, infiltrace, vodotěsnosti nebo stability agregátů (Lipiec et al. 2015). V případě chemických vlastností při testování EOM nebyl také prokázán žádný významný vliv na nestabilní frakce organického uhlíku (Kaczyński a Siebielec 2015).

6 ZÁVĚR

V části předložené disertační práce věnované výzkumu v erozních oblastech jižní Moravy a jejich vlivu na chemické a biochemické vlastnosti jsem dopěla k těmto závěrům.

V této intenzivně obhospodařované oblasti má značná intenzita erozních procesů výrazný vliv na studované vlastnosti půdy v jednotlivých částech svahů. Tento náš výsledek je potvrzen i ve studii Zádorová et al. (2013), kde erozní koluviální horizont ve spodní části svahu může být až 1 m hluboký. Erozní procesy mohou v důsledku nevhodného využívání a hospodaření na půdě vést ke změnám půdních vlastností, ale také až ke změně půdního typu (Obršlík 2004). Všechny tyto změny způsobené vodní erozí se netýkají pouze produktivity, ale také neprodukčních funkcí půdy.

V části věnované výzkumu vodní eroze v černozemních oblastech jižní Moravy a ověřování, které vlastnosti půd nejcitlivěji odráží změny půdních vlastností, jsem dospěla k následujícím závěrům:

Výzkum potvrdil negativní vliv vodní eroze na fyzikální, chemické a biochemické vlastnosti půd s různě intenzivním ovlivněním jednotlivých vlastností. Nejvíce byly ovlivněny charakteristiky chemické, související s množstvím a kvalitou organické hmoty a se zásobou přijatelných živin (zejména P). S tím souvisela i aktivita vybraných půdních enzymů, zejména dehydrogenázy a kyselé fosfatázy. Aktivita těchto enzymů bývá v korelaci s řadou dalších půdních charakteristik, např. s organickou hmotou (např. Šarapatka a Kršková, 1997).

Detailnější poznání vlivu erozních procesů na půdní prostředí v těchto intenzivně zemědělsky obhospodařovaných oblastech, které ovlivňují ale i produkční a mimoprodukční funkce půdy, je důležité pro rozhodování o optimálním využívání půdy jak na lokální, tak národní úrovni. Jsou také nedílnou součástí pravidel Společné zemědělské politiky EU v rámci kontroly podmíněnosti Cross Compliance.

V poslední části výzkumu věnovanému vlivu aplikace a dávkování exogenní organické hmoty na aktivitu půdních enzymů, jsem dospěla k následujícím závěrům:

Obsah organické hmoty v půdě je základní charakteristikou, která ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd. V našem výzkumu jsme prokázali vliv aplikovaného uhlíku v exogenní organické hmotě na aktivitu celulózy, kdy tyto hmoty pozitivně ovlivnily mikrobiální aktivitu. Došlo k rozkladu materiálu, v němž byl dostatečný obsah dusíku. U všech studovaných materiálů byl poměr C:N nižší než 10:1 a mikroorganismy tak netrpěly jeho nedostatkem. U aktivity fosfatázy fungovalo složení materiálu obdobně, kde měl vliv celkový obsah fosforu.

Výzkum potvrdil, že úbytek organické hmoty a s tím související procesy lze řešit dodávkou různých druhů EOM. Naše studie také dokládá, že složení různých druhů organického odpadu by mělo být zohledněno při jeho použití v zemědělství a tato organická hmota může být přínosem pro zemědělskou půdu jako hnojivo, ale také může řešit problém nakládání s odpady.

7 LITERATURA

- Boardman J., Poesen J. (2006): Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. *Soil Erosion in Europe*, 479-488.
- Cerdá A., Imeson A.C., Poesen J. (2007): Soil water erosion in rural areas. *Catena*, 71: 191–252.
- Cox M.S., Gerard P.D., Wardlaw M.C., Abshire M.J. (2003): Variability of selected soil properties and their relationships with soybean yield. *Soil Science Society of America Journal*, 67:1296-1302.
- Diacono M., Montemurro F. (2010): Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 401–422.
- Dick R.P., Sandor J.A., Eash N.S. (1994): Soil enzyme activities after 1500 years of terrace agricultural in the Colca valley. Peru. *Agricultural Ecosystem Environment*, 50:123-131.
- Ebeit M.M., Lal R., Hall G.F., Miller E. (1995): Erosion effects on soil properties and soybean yield of a Miamian soil in Western Ohio in season with below normal rainfall. *Soil Technology* 8: 97-108.
- Feiza V., Feizienė D., Jankauskas B., Jankauskienė G. (2008): The impact of soil management on surface runoff, soil organic matter content and soil hydrological properties on the undulating landscape of western Lithuania, *Agriculture*, 95: 3–21.
- Haile G.W., Fetene M. (2012): Assessment of soil erosion hazard in Kilie catchment, East Shoa, Ethiopia. *Land Degradation and Development*, 23: 293–306.
- Hammerová H., Jandák J., Hrabovská B., Šimečková J. (2014): The detailed characterization of land treated by water erosion with soil type chernozem on loess at Dambořice. *Mendelnet 2014*: 250–254.
- Hiltbrunner D., Schulze S., Hagedorn F., Schmidt M.W.I., Zimmermann S. (2012): Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma*, 170: 369–377.
- Hůla J. a kol. (2010): Dopad netradičních technologií zpracování půdy na půdní prostředí. Uplatněná certifikovaná metodika, VUZT Praha: 58.
- ISO 10390 (2000): Soil quality – determination of pH. In: International Organization for Standardization.
- ISO 14235 (1998): Soil quality – determination of organic carbon in soil by sulfochromic oxidation. In: International Organization for Standardization.
- ISO 11261 (1995): Soil quality – determination of total nitrogen – modified Kjeldahl method. In: International Organization for Standardization.
- Kaczyński R., Siebielec G. (2015): Vliv exogenní organické hmoty na obsah půdní organické hmoty a její kvalitu. V publikaci: Malý, S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 29–35.

- Kandeler E., Palli E., Stemmer M., Gerzabek M.H. (1999): Tillage changes microbial biomass and enzymes activities in particle size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry*, 31:1253-1264.
- Kolektiv, 2018. Situační a výhledová zpráva půda, Ministerstvo zemědělství.
- Kononova A.L., Bělčíková I.C. (1961): Uskorennyje metody opradělenija sostava gumusa minerálních počv. *Počvovedenije*, 10: 130–136.
- Ladd J.N., Butler J.H.A. (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 19-30.
- Lal R. (1998): Soil quality and sustainability. In: Lal R., Blum W.H., Valentine C., Stewart B.A. *Methods for assessment of soil degradation*. Boca Raton. CRC Press: 17-30.
- Li S., Lobb D.A., Lindstrom M. J., Farenhorst A. (2007): Tillage and water erosion on different landscapes in the northern North American Great Plains evaluated using ¹³⁷Cs technique and soil erosion models. *Catena*.70 :493–505.
- Li Z., Xiao H., Tang Z., Huang J., Nie X., Huang B., Ma W., Lu Y., Zeng G., (2015): Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China. *European Journal of Soil Biology*, 71: 37–44.
- Li J., Cooper J.M., Lin Z., Li Y., Yang X., Zhao B. (2015): Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Applied Soil Ecology*, 96: 75–87.
- Lipiec J., Turski M., Bieganski A., Usowicz B. (2015): Vliv exogenní organické hmoty na fyzikální vlastnosti půd. V publikaci: Malý, S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 65 - 67.
- Lynch J., Smith G.D., Harper S., Hillemeier M., Ross N., Kaplan G.A., Wolfson, M. (2004): Is Income Inequality a Determinant of Population Health? Part 1. A Systematic Review. *The Milbank Quarterly* 82: 5-99.
- Ma W., Li Z., Ding K., Huang J., Nie X., Zeng K., Wang S., Liu G. (2014): Effect of soil erosion on dissolved organic carbon redistribution in subtropical red soil under rainfall simulation. *Geomorphology*, 226: 217–225.
- Malý S., Siebielec G. (2015): Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- Mehlich A. (1984): Mehlich no. 3 soil test extractant: a modification of Mehlich no. 2. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409–1416.
- Nie X.J., Zhao T.Q., Qiao X.N. (2013): Impacts of soil erosion on organic carbon and nutrient dynamic in an alpine grassland soil. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59: 660–668.
- Niedźwiecki J., Galazka R., Smatanová M., Cigánek K. (2015): Uspořádání pokusů a charakteristika exogenní organické hmoty, V publikaci: Malý, S., Siebielec G., Testování exogenní organické hmoty pro bezpečnou aplikaci na půdu. Brno. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 15 – 27.

- Obršlík J., (2004): Antropogenní vlivy v podhůří Ždánického lesa. In: *Acta universitatis agriculturae et silviculturae Mendeliana Brunensis*, 5: 47–60.
- Odlare M., Pell M., Svensson M.K. (2008): Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues, *Waste Management*, 28: 1246–1253.
- Papiernik S.K., Lindstrom M.J., Schumacher T.E., Schumacher J.A., Malo D.D., Lobb D.A., (2007): Characterization of soil profiles in a landscape affected by long term tillage. *Soil and Tillage Research*, 93: 335–345.
- Pilgrim E.S., Macleod C.J.A., Blackwell M.S.A., Bol R., Hogan D.V., Chadwick D.R., Cardenas L., Misselbrook T.H., Haygarth P.M., Brazier R.E., Hobbs P., Hodgson C., Jarvis S., Dungait J., Murray P.J., Firbank L.G. (2010): Interactions among agricultural production and other ecosystem services delivered from European temperate grassland systems. *Advances in Agronomy* 109: 117–154.
- Polyakov V.O., Lal R., (2004): Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. *Soil Science*, 169: 590–599.
- Ross D.J. (1970): Effects of storage on dehydrogenase activities of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2: 55-61.
- Schinner F., von Mersi W. (1990): Xylanase, Cm-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. *Soil Biology and Biochemistry*, 22: 511-515.
- StatSoft, Inc, (2013): STATISTICA (Data Analysis Software System), Version 12002E.
- Šarapatka B., Čáp L. (2013): Uplatněná certifikovaná metodika: Enzymy, jejich význam, funkce a metody stanovení jejich aktivit. ISBN 978-80-244-3361-5.
- Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z. (2002): Kvalita a degradace půdy. Olomouc: Univerzita Palackého. ISBN 80-244-0584-9.
- Šarapatka B., Kršková M. (1997): Interactions between phosphatase activity and soil characteristics from some locations in the Czech Republic (Interakce mezi aktivitou fosfatáz a půdními charakteristikami ve vybraných lokalitách ČR.). *Rostlinná výroba*, 43: 415-419.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301-307.
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1972): Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 4: 479-487.
- Tabatabai M.A. (1994): Soil enzymes. In Weaver R.W. (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. Soil Science Society of America, Book Series No. 5: 775-833.
- Verheijen F.G.A., Jones R.G.A., Rickson R.J., Smith, C.J. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, 94: 23-38.
- Wischmeier W.H., Smith D.D., (1978): Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. In: U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook No. 537*, 57.

Xu Q., Jiang P., Wang H. (2010): Improvement of biochemical and biological properties of eroded red soil by artificial revegetation. *Journal of Soils and Sediments*, 10: 255–262.

Zbíral J., Honsa I., (Eds.). (2010): *Jednotné pracovní postupy – Analýza půd I. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno*: 290.

Zbíral J., Malý S., Váňa M. (Eds.). (2011): *Jednotné pracovní postupy – Analýza půd III. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno*: 253.

Zádorová T., Penížek V., Šefrna L., Drábek O., Mihaljevič M., Volf Š., Chuman T. (2013): Identification of Neolithic to Modern erosion–sedimentation phases using geochemical approach in a loess covered sub-catchment of South Moravia, Czech Republic. *Geoderma*, 195: 56–69.

Zhang Y.L., Sun C.X., Chen L.J., Duan Z.H. (2009): Catalytic potential of soil hydrolases in northeast China under different soil moisture conditions. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal/Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 9: 116-124.

Zhang Y.L., Chen L.J., Sun C.X., Wu Z.J., Chen Z.H., Dong G.H. (2010): Soil hydrolase activities and kinetic properties as affected by wheat cropping systems of northeastern China. *Plant Soil and Environment*, 56: 526–532.

8 SEZNAM PUBLIKACÍ AUTORA

8.1 Publikace zařazené do disertační práce

Šarapatka, B., Čáp, L., **Bílá, P.** (2018): The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes, In *Geoderma*, 314, 20-26.

Bílá P., Šarapatka B., Čáp L.: (2016): The influence of type and dosage of exogenous organic matter on chosen biochemical soil properties. *Soil & Water Res.*, 11: 220-227.

Bílá P., Šarapatka B., Horňák O., Novotná J., Brtnický M. (2019): Which quality indicators reflect the most sensitively changes in the soil properties of surface horizons affected by the erosion processes. *Soil & Water Res.* – v redakci

8.2 Příspěvky na konferencích

Šarapatka B., Čáp L., **Bílá P.**: The effect of water erosion on selected chemical and biochemical properties of Chernozem soils on various parts of slope, *Mezinárodní konference Pedologické dny 2017, Olomouc*, 10. – 13. 9. 2017

Čáp L., Šarapatka B., **Bílá P.**: Vliv množství a kvality aplikované exogenní organické hmoty na vybrané půdně biochemické charakteristiky, *Mezinárodní konference Aktuální poznatky v pěstování, šlechtění, ochraně rostlin a zpracování produktů, Brno*, 15. – 16. 11. 2016

Bílá P., Šarapatka B., Čáp L.: Vliv aplikované exogenní organické hmoty na aktivitu vybraných půdních enzymů, *17. pedologické dny 2015, Deštné v Orlických horách*, 9. - 11. 9. 2015.