

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Magisterská diplomová práce

**Sledování změn půdní organické hmoty ve vztahu k erozně
náchylným plochám**

Vypracoval: Bc. Pavel Hosnedl
Vedoucí práce: Ing. Eva Semančíková

České Budějovice 2010

Prohlašuji, že jsem svoji magisterskou práci vypracoval samostatně, pouze s využitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích,
Dne 4. ledna 2010

.....
Bc. Pavel Hosnedl

Poděkování

Děkuji Ing. Evě Semančíkové za trpělivé vedení této práce, RNDr. Veronice Holcové a Ing. Janu Vopravilovi, Ph.D. za konzultace a pomoc při odběrech vzorků, Ing. Tomáši Pickovi, Ph.D. za konzultace a provedení některých analýz, Ing. Marcele Cuhrové, Bc. Janu Richtrovi a Bc. Miroslavu Barankiewiczovi za pomoc při odběrech vzorků.

Abstrakt

Obsah půdního organického materiálu (SOM – Soil Organic Matter) je velmi často užíván jako ukazatel kvality půdy. Tato práce je zaměřena na sledování změn SOM ve vztahu k erozně náchylným plochám, kterými v tomto případě rozumíme zejména zemědělsky využívanou půdu. Ve své práci porovnávám obsah SOM na orné půdě a trvalých travních porostech (TTP) v závislosti na sklonitosti a změny obsahu SOM v čase.

Podářilo se prokázat závislost obsahu SOM na managementu, vliv sklonitosti svahu vyšel neprůkazný. Obsah SOM v čase klesá, nejvíce na TTP.

Soil organic matter (SOM) content is very often used as an indicator of the soil quality. The aim of this thesis is monitoring of SOM content in relation to the areas endangered by erosion. The objectives are differences of SOM content between arable land and grassland influenced by slope steepness and change of SOM content in time.

It has shown up that SOM content is influenced by management but no effect of the slope steepness was observed. SOM content decreases in time. The greatest differences were on grasslands.

Hosnedl, P., 2010. Sledování změn půdní organické hmoty ve vztahu k erozně náchylným plochám [The monitoring of soil organic matter content in relation to the areas endangered by erosion, Master Thesis in Czech]. 50 pp. University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Science, České Budějovice, The Czech Republic.

I. Úvod.....	8
II. Co je eroze a její dělení	9
II. 1. Rozdělení eroze podle rychlosti	9
II. 2. Rozdělení eroze podle činitele	9
II. 3. Rozdělení eroze podle formy odtoku	10
II. 4. Rozdělení eroze podle místa působení	11
III. Příčiny vzniku vodní eroze.....	12
IV. Důsledky eroze	15
IV. 1. On-site efekty	15
IV. 2. Off-site efekty.....	17
V. Vliv eroze na organickou složku půdy	19
V.1. Co je půdní organická hmota	19
V.2. Rozdělení organické hmoty	20
V.3. Funkce půdní organické hmoty.....	20
VI. Cíle a hypotézy	22
VI.1. Cíle	22
VI.2. Hypotézy.....	22
VII.Materiál a metody.....	23
VII.1. Závislost obsahu organického materiálu na managementu a sklonu svahu.....	23
VII.1.1. Výběr ploch a odběr vzorků	23
VII.1.2. Zpracování vzorků	24
VII.1.3. Analýzy	25
VII.1.4. Statistické zpracování	26
VII.2. Změna obsahu organického materiálu v čase	26
VII.2.1. Výběr sond a odběr vzorků	26
VII.2.2. Zpracování vzorků	27
VII.2.3. Analýzy	27
VII.2.4. Statistické zpracování	28
VIII.Výsledky.....	29
VIII.1. Závislost obsahu organického materiálu na managementu a sklonu svahu.....	29
VIII.2. Změna obsahu organického materiálu v čase	34
IX. Diskuse	40

IX.1. Závislost obsahu organického materiálu na managementu a sklonu svahu.....	40
IX.2. Změna obsahu organického materiálu v čase	42
X. Využitelnost výsledků v praxi	44
XI. Závěr.....	44
XII. Reference:.....	46

I. Úvod

Půda je v zásadě neobnovitelný zdroj a velmi dynamický systém, který zajišťuje řadu funkcí a poskytuje služby nezbytné pro lidské činnosti a pro přežití ekosystémů. Na základě dostupných informací lze usuzovat, že v průběhu několika posledních desetiletí se značně zvýšila intenzita procesů degradace půdy, a existují důkazy, že pokud se neuskuteční žádná opatření, tato intenzita se ještě zvýší (Směrnice na ochranu půdy 2006/0086 (COD)).

Význam eroze umocňuje skutečnost, že půda je základem všech suchozemských ekosystémů. Proto se eroze netýká jen kvality půdy či půdy samotné, ale má vliv na celé ekosystémy. Nemalou měrou je erozí ovlivněna i řada různých odvětví lidské činnosti od zemědělství (e.g. Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005) a s tím související výživy obyvatel (e.g. Kelley 1983), přes vodohospodářství (e.g. Tlapák et al. 1992), dopravu (e.g. Floor 2000), až po možnosti rekreace a lidské zdraví (e.g. Tlapák et al. 1992). Vzhledem k tomu, že některá ze zmíněných odvětví, zejména zemědělství, se podílí na ekonomice státu (v některých zemích velmi významně), je eroze považována i za problém sociální.

Tyto skutečnosti vedly ke vzniku již zmíněné Směrnice na ochranu půdy, která požaduje mj. zřídit společný rámec na ochranu půdy, určit, popsat a posoudit vliv některých odvětvových politik na degradaci půdy, učinění preventivních opatření proti degradaci půdy, určení oblastí ohrožených erozí, úbytkem organické hmoty (SOM – Soil Organic Matter), utužováním, zasolováním a sesuvy a zřízení vnitrostátních programů opatření (Směrnice na ochranu půdy 2006/0086 (COD)).

Kvalita půdy určitě není nové téma. Ve své práci jsem se zaměřil na problematiku eroze, na způsoby různého využívání půdy a s tím související kvalitu půdy, zejména pak na SOM. Všechny tři činitele se mezi sebou vzájemně ovlivňují. Změní-li se jeden, změní se všechny.

II. Co je eroze a její dělení

Erozí rozumíme proces, při němž je půda přirozeně odstraňována ze zemského povrchu působením vody a větru. Slovo „eroze“ je latinského původu a je odvozeno od slova „erodere“ – rozhlodávat (Janeček et al. 2005). Dělíme ji podle rychlosti ubývání půdy na erozi přirozenou (či pozadřovou) a zrychlenou (Floor 2000, Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005), podle činitele na vodní, sněhovou a větrnou (Floor 2000, Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005), podle formy odtoku na plošnou, rýhovou, výmolovou a proudovou (Floor 2000, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005, Favis-Mortlock 2005) nebo podle místa působení na on-site a off-site efekt (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005).

II. 1. Rozdělení eroze podle rychlosti

Pozadřová nebo přirozená eroze (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005) probíhá cca. 450 mil. let – od doby, kdy první suchozemské rostliny vytvořily první půdu (Favis-Mortlock 2005). Rychlost přirozené eroze je srovnatelná s rychlostí tvorby půdy (Favis-Mortlock 2005) a oba procesy jsou tedy v rovnováze.

Zrychlená eroze způsobuje degradaci půdy (Favis-Mortlock 2005) všude na tam, kde člověk změnil přírodní ekosystémy na zemědělsky obdělávanou půdu (Floor 2000).

II. 2. Rozdělení eroze podle činitele

Vodní eroze spočívá v rozrušování zemského povrchu dešťovými kapkami a povrchovým odtokem (Floor 2000, Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005). Tento typ eroze je v našich podmínkách nejčastější. V ČR je zhruba 1,4 mil ha zemědělského půdního fondu (ZPF) ohroženo vodní erozí (Semančíková et al. 2006), což představuje cca 33 % ZPF (MZe 2004).

V současné době orná půda tvoří 72 % ZPF (MZe 2004). To znamená, že téměř polovina orné půdy je různým stupněm vodní eroze ohrožena (Janeček et al. 2005).

Sněhová eroze odnáší při tání půdu stejně jako déšť (Favis-Mortlock 2005), oproti vodní erozi má však určitá specifika (Janeček et al. 2005), např. kinetická energie sněhových srážek, která působí na zemský povrch je zcela zanedbatelná (Bernsdorf, Richter, Schmidt 1995). Eroze tedy probíhá při tání.

Stejně jako může tekoucí voda odnášet částičky půdy, může je odnášet i vanoucí vítr. Větrná eroze se projeví, překročí-li rychlost větru přípustnou mez, tzv. kritickou rychlost (Janeček et al. 2005). Ta je pro suchý písek již $3,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Janeček et al. 2005). Jemná zrnka jsou transportována snadno (pokud nejsou mokrá) a pokud jsou tak drobná jako jííl, vzlétnou a velmi neochotně opět usedají na zemský povrch. Písková zrna ve velikosti 0,1-1 mm se pohybují jakýmsi poletováním jako např. list papíru, větší částice se kutálí (Floor 2000). Na rozdíl od vody může vítr tyto částičky přemísťovat na vzdálenost až několika tisíc kilometrů, přes moře na jiné kontinenty. Může půdu transportovat i do kopce. Navíc voda teče většinou jen ve stružkách, kdežto vítr fouká všude (Floor 2000).

II. 3. Rozdělení eroze podle formy odtoku

Plošná eroze probíhá při dešti jako první. Když kapka dopadne na holou zem, její kinetická energie je schopná oddělit malé půdní částičky a přemístit je na malé vzdálenosti (Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005). Podle Floora (2000) a Morgana (2005) je dopadání kapek nejničivějším momentem dešťové eroze. Voda se poté vsakuje. Je-li intenzita srážek větší než rychlost vsakování, voda stéká z kopce dolů a tvoří nejprve tenký difúzní film (Janeček et al. 2005, Favis-Mortlock 2005). Vytvoření filmu zmírňuje účinky dešťových kapek, protože pohltí část energie dopadající vody. Dosáhne-li tloušťka filmu trojnásobku

mediánního průměru dešťových kapek, je jejich přímé působení na povrch půdy zcela eliminováno (Janeček et al. 2005). Účinek dešťových kapek se projevuje zvýšením turbulence povrchového odtoku při dopadu kapky (Janeček et al. 2005).

Voda stékající ve formě plošného odtoku se zachycuje ve svahových prohlubních (Janeček et al. 2005). Když se tyto prohlubně naplní a voda z nich začne přetékat, dochází ke vzniku rýhové eroze. Voda, která odtéká ve formě soustředěného odtoku v potůčcích (Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005), má již větší energii, a tak odnáší půdu ve zvýšeném rozsahu (Favis-Mortlock 2005). Pokud se stružky začnou stékat, voda dále získává na síle (Floor 2000). Eroze se zhorší tak, že stružky už nevypadají jako stružky a mluvíme o výmolové erozi (Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005).

II. 4. Rozdělení eroze podle místa působení

On-site efektem rozumíme přímé ovlivnění stanoviště v místě srážek, resp. rozrušování povrchu půdy vodou (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005) a její odnos vodou (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005) a větrem (Favis-Mortlock 2005). Jedná se o ztrátu kvality a produktivity půdy, což vede ke snížení produkce (Lal 1998).

Oproti tomu off-site efekt se projevuje na jiném místě, než kde eroze probíhá, čili tam, kde se odnesená půda či látky (ať už větrem nebo vodou) usazují (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005, Morgan 2005). Mají nepříznivé environmentální (např. ovlivnění kvality vody a ovzduší) a navazující ekonomické (např. náklady na čištění, škody na infrastruktuře) následky (Lal 1998).

Bližší viz kapitola IV. – Důsledky eroze

III. Příčiny vzniku vodní eroze

Vznik, průběh a intenzita erozního procesu je ovlivněna kombinovaným působením řady přírodních a člověkem ovlivněných podmínek (Wall et al. 1987, Janeček et al. 2005). Tyto faktory lze rozdělit na klimatické a hydrologické, morfologické, půdní, vegetační, způsob využívání a obhospodařování půdy. Z těchto faktorů se vychází při stanovování dlouhodobé ztráty půdy z pozemků. Tyto ztráty se počítají pomocí tzv. univerzální rovnice pro výpočet ztráty půdy (Universal Soil Loss Equation – USLE) kterou sestavili Wischmeier a Smith (1978):

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

G – průměrná dlouhodobá ztráta půdy za rok [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]

R – faktor erozní účinnosti deště [$MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm \cdot h^{-1}$]

K – faktor erodovatelnosti půdy

L – faktor délky svahu

S – faktor sklonu svahu

C – faktor ochranného vegetačního pokryvu

P – faktor účinnosti protierozních opatření

Klimatické a hydrologické faktory zahrnují zeměpisnou polohu, nadmořskou výšku, které ovlivňují množství, distribuci a intenzitu srážek, povrchový odtok, teplotu, oslunění, výpar a výskyt, směr, četnost a sílu větrů (Wall et al. 1987, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005).

Čím jsou srážky intenzivnější, tím horší je i eroze (Wall et al. 1987, Floor 2000, Janeček et al. 2005). V rovnici USLE je představuje faktor R, vyjádřený v závislosti na četnosti výskytu, úhrnu, intenzitě a kinetické energii deště (Wischmeier, Smith 1978, Janeček et al. 2005, Morgan 2005). Deště o vydatnosti do 12,5 mm, oddělené od předchozích a následných srážek alespoň šestihodinovou přestávkou, a deště, jejichž maximální intenzita nepřekročí $24 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$, se v rovnici neuvažují (Wischmeier, Smith 1978) a předpokládá se, že se veškerá voda vsákne a nedochází při nich k odtoku (Janeček et al. 2005). Pro ČR je průměrná hodnota R faktoru $20 \text{ MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ (Janeček et al. 2005).

Morfologickými faktory rozumíme sklon území, délku a tvar svahu, expozici a návětrnost (Janeček et al. 2005). Na hodně svažitém, dlouhém a exponovaném pozemku je eroze silnější než na mírnějším, kratším a méně exponovaném svahu. Tvar svahu určuje, v jakých místech plošná eroze přejde v rýhovou (Janeček et al. 2005).

Půdními faktory jsou povaha horninového substrátu, půdní druh a typ, textura (zmíněna jen pro úplnost – již je obsažena v půdním druhu) a struktura půdy, její vlhkost, zvrstvení a obsah SOM (Janeček et al. 2005, Morgan et al. 2005). Půdní faktory ovlivňují vsakovací schopnost půdy, a tím i erozi, protože v okamžiku, kdy intenzita deště překročí infiltrační schopnost půdy, vzniká povrchový odtok (Floor 2000, Janeček et al. 2005). Pro vodní erozi je náchylnost půdy k erozi stanovena faktorem erodovatelnosti půd K, který vychází z infiltrační schopnosti půdy a odolnosti povrchu půdy a půdních agregátů proti rozrušujícímu účinku dopadajících kapek deště a transportu povrchovým odtokem (Janeček et al. 2005). Pro naše podmínky jsou hodnoty faktoru erodovatelnosti půd stanoveny pro jednotlivé bonitované půdně ekologické jednotky (BPEJ) a pohybují se v rozmezí 0,16-0,66 (Janeček et al. 2005, Vopravil 2006).

U větné eroze závisí erodovatelnost na obsahu jílnatých částic ($< 0,01 \text{ mm}$) a drsnosti povrchu. Vyšší drsnost zvětšuje turbulence, které zesilují erozi, vlhkost půdy naopak zvyšuje

vzájemnou soudržnost půdních částic (Janeček et al. 2005). Při intenzivním větru nebo v období sucha může dojít k velmi výraznému snížení vlhkosti na povrchu půdy, což snižuje pevnost vzájemných vazeb mezi částicemi půdy a usnadní jejich transport větrem (Wall et al. 1987). Ke stejnému jevu dochází v „suchých“ zimách, kdy na zemi neleží sněhová pokrývka a mrzne (Wall et al. 1987).

Mezi **vegetační faktory** řadíme hustotu a délku trvání vegetačního krytu (Wall et al. 1987, Tlapák et al. 1992, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005, Morgan et al. 2005). Eroze je nejhorší na nechráněné orné půdě (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Vegetační pokryv snižuje erozi velmi významnou měrou tím, že půdu chrání před účinkem dopadajících kapek (Wall et al. 1987, Brady, Weil 2002, Morgan et al. 2005).

Člověk ovlivňuje erozi nejen polohou, tvarem a směrem obdělávání pozemků, ale i **managementem**, tedy technologií obdělávání a střídáním plodin (Brady, Weil 2002, Stolte 2003, Janeček et al. 2005, Morgan 2005). Pokud se plodiny nestřídají, dojde k jednostrannému vyčerpání půdy (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Vyčerpání půdy se projeví úbytkem organické hmoty a tím snížením pevnosti strukturních agregátů. To usnadní odnos půdních částic. V řadě případů je eroze podporována pěstováním nevhodných plodin na pozemcích náchylných k erozi (zejména svažité pozemky). Nevhodné jsou především širokořádkové plodiny, jako kukuřice, řepa či brambory (Tlapák et al. 1992). Tyto plodiny půdu téměř nezpevňují, navíc díky velkým mezerám mezi řádky ji ani nechrání proti účinku dešťových kapek, což vede k tomu, že voda může bez problémů odnášet značné množství půdy (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Ani pastviny, které jsou jinak nejvhodnějším využíváním půdy, nejsou před erozí dokonale chráněny. Pokud jsou přepásány nad únosnou míru, dochází k obnažení půdy, popř. ke značnému narušení drnu kopyty, půdní organizmy vyhynou, půda ztratí úrodnost a to vede k dalšímu snížení vegetačního pokryvu, a navíc dojde ke utužení půdy, což snižuje její vsakovací schopnost (Floor 2000).

V souvislosti s klimatem se musíme obávat globálních změn klimatu, neboť při oteplení budou častější přívalové deště. Tím dojde k prudkému zvýšení eroze (Floor 2000). Změna klimatu má silný vliv i na organickou složku půdy, zejména na uhlík (Robert et al. 2004). V budoucnosti bude tento vliv ještě větší, protože růst průměrné teploty bude mít hlavní vliv na dynamiku uhlíku, zejména v severských a hornatých oblastech (Robert et al. 2004).

IV. Důsledky eroze

Eroze pro nás může mít nedozírné následky. Ač se to zdá být nepravděpodobné, ovlivňuje velkou měrou i ostatní složky životního prostředí. Eroze se projevuje dvěma různými způsoby, tzv. on-site a off-site efekty (viz kapitola II. – Eroze a její dělení).

IV. 1. On-site efekty

Eroze, ať už vodní nebo větrná, působí největší škody právě samotným odnosem půdy (Brady, Weil 2002). Tlapák et al. (1992) uvádí, že účinek eroze může dosáhnout té míry, že naprosto znemožní polní hospodářství a připustí jen trvalé travní porosty, popřípadě zalesnění půdy. Hlavním důvodem je odnos ornice (Janeček et al. 2005). Brady a Weil (2002) oproti tomu uvádějí, že degradace kvality půdy má daleko větší následky, než množství odnesené půdy, protože jsou erozí odnášeny nejkvalitnější půdní částice a živiny, spolu s organickou hmotou. Stejní autoři poukazují na výzkumy, které ukázaly, že obsah organické hmoty ve zerodovaném materiálu byl i vyšší než v původní ornici.

Působením eroze se mění zejména fyzikální vlastnosti půdy: struktura, textura, vsakovací schopnost, pórovitost, dochází k utužení půdy aj. (Janeček et al. 2005). Změnami fyzikálních

vlastností půdy se podrobně zabývali např. Six et al. (2000), Kutílek (2004), a Janeček et al. (2005).

Strukturou půdy nazýváme způsob, jakým jsou uspořádány půdní částice v půdě. Mohou v ní být volně, ale mnohem častěji jsou spojeny do agregátů z různě velkých částic (Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005). Struktura je důležitý parametr půdy, protože jejím prostřednictvím probíhají biologické a fyzikální procesy v půdě (Six et al. 2000). Ke změně struktury může dojít např. tak, že se odplaví ornice a obnaží se tak tzv. podorničí, které má vyšší obsah jílu (Janeček et al. 2005). Jílové částice jsou menší, a tím dojde ke zvýšení celkového obsahu pórů. Ty jsou ale menší, a začnou převažovat kapilární póry. Vodní kapacita se tím sice zvýší, ale voda je pro rostliny hůře dostupná, protože je poutána většími kapilárními silami (Janeček et al. 2005). Oproti tomu se snižuje infiltrační schopnost půdy a zvyšuje povrchový odtok. Tyto agregáty jsou méně stabilní než v originálním povrchovém nebo smíšeném horizontu. Rovněž jsou snadněji rozrušovány dešťovými kapkami (Janeček et al. 2005).

Textura (nebo také zrnitost) udává velikost a poměrné zastoupení jednotlivých půdních frakcí. Velmi významně se podílí na průběhu pedogenetických procesů, ale i na agronomické a ekologické charakteristice půdy (Sáňka, Materna 2004). Texturou rozumíme velikost půdních částic (Brady, Weil 2002). Změna textury navazuje na rozrušování agregátů, kdy jsou uvolněné částičky odplaveny a dále se obnažuje podorničí s vyšším obsahem jílu (Janeček et al. 2005). Na polích dochází k výraznému splavování jemných jílových a prachových částic z horních transektů a jejich ukládání v dolních transektech. V horních transektech zůstávají hrubší částice písku. U trvalých travních porostů je obdobně jako u polí patrný rozdíl v obsahu prachu a písku mezi transekty, rozložení jílu v rámci svahu je ale více rovnoměrné (Semančíková et al. 2006). Je to dáno vyšším obsahem organické hmoty, která na sebe váže jílovité částice a tvoří tak půdní agregáty, které jsou k erozi méně náchylné (Morgan 2005).

Poškození struktury a změna textury snižuje propustnost pórů, provzdušněnost, infiltraci a zvyšují objemovou hmotnost. Takto poškozená půda je daleko náchylnější k utužení a tvrdnutí (USDA NRCS October 2003, Janeček et al. 2005). K utužení půdy dochází také při dešti, kdy na ni dopadají kapky vody. Výsledkem je vytváření škraloupu na povrchu půdy v důsledku ucpávání pórů jílovými částicemi uvolněnými z rozpadlých agregátů (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Podle Janečka et al. (2005) povrchový škraloup způsobuje snížení infiltrační kapacity půdy v průměru o 90 %, což vede ke zvýšení povrchového odtoku, a tím i eroze.

Dalším z projevů degradace půdy je změna chemických vlastností půdy. Eroze půdy má vliv na tři hlavní vlastnosti. Dochází k vymývání živin, obnažení podorničí s nízkou přirozenou úrodností a vyšší kyselostí a snížení obsahu organické hmoty a humusu v půdě (Tlapák et al., 1992, Janeček et al. 2005; viz kapitola V. – Vliv eroze na organickou složku).

Všechny uvedené změny (fyzikálních i chemických vlastností) vedou ke snížení úrodnosti půdy.

IV. 2. Off-site efekty

Odnosem půdy a vymýváním živin nastávají tzv. off-site efekty. Jsou jimi zejména zanášení vodních toků, znečištění podzemních vod, eutrofizace a prach ve vzduchu. Erozní procesy tj. eroze – transport – sedimentace, přispěly i k vymezení půdního typu koluvizem (v ČR od roku 2001). Jedná se o půdy, které vznikly akumulací erozních sedimentů ve spodních částech svahů a v konkávních prvcích svahů a terénních průlezích (Sáňka, Materna 2004). Mocnost akumulovaného horizontu musí překračovat minimálně 25 cm (Jandák et al. 2004, Sáňka, Materna 2004). Koluvizem má nepravidelný obsah organických látek a různý stupeň vrstevnatosti (Jandák et al. 2004). Tento typ půdy nebyl dosud mapován a klasifikován

(Jandák et al. 2004, Sážka, Materna 2004). Jejich vymezení pomůže při hodnocení skutečné eroze a identifikace datování odlesnění (Sážka, Materna 2004). Na obr. 1 můžeme vidět sedimentaci odneseného materiálu.



Obr. 1.: Akumulace půdy ve spodní části svahu na kukuřičném poli u obce Malonice (okres Klatovy)

Transportem erozních splachů a smyvů jsou znečišťovány především povrchové vody. Zanášením toků se zvyšuje niveleta jejich dna. To vyvolává zvýšení hladiny podzemní vody v poříční zóně, které se projevuje zamokřením blízkého okolí toku (Tlapák et al. 1992, Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005). Velmi nepříznivě se zanášení projevuje u vodních nádrží, a to zmenšováním jejich objemu. Rychlé zanášení se projevuje zejména u malých vodních nádrží v horních částech povodí, ale výrazně jsou zanášeny i rybníky v nížinných povodích (Tlapák et al. 1992). Nezanáší se však jen vodní toky, ale i kanalizace, dochází ke znečištění silnic apod.

Voda odtékající z polí významně ovlivňuje kvalitu povrchových vod (Favis-Mortlock 2005). Díky tomu, že je bohatá na živiny, zejména na dusík a fosfor, způsobuje eutrofizaci (Brady, Weil 2002).

Znečištění podzemních vod je méně výrazné, avšak zemědělská krajina je již dlouhodobě vystavena aplikaci obrovského množství chemických látek v mnoha druzích, koncentracích a s různým stupněm toxicity (Tlapák et al. 1992). Podle stejného autora přítomnost těchto látek v půdě a jejich snadný transport vodou při erozních procesech, které probíhají na velkých plochách, výrazně zvyšují možnost kontaminace povrchových i podzemních vod.

V. Vliv eroze na organickou složku půdy

V.1. Co je půdní organická hmota

Půda je kombinovaný produkt fyzikálních faktorů řízených klimatem a působením vegetace, který ovlivňuje půdní vlastnosti přidáváním organické hmoty (Robert et al. 2004). Množství půdní organické hmoty je v průměru cca 5 % z celkového množství půdy, včetně půdní vody i půdního vzduchu (Šimek 2007). Organická složka půdy zahrnuje zbytky rostlin a živočichů v různém stadiu rozkladu, buňky a tkáně půdních organismů a složky vytvořené půdním společenstvem (Brady, Weil 2002). Stupeň rozkladu (humifikace) organických zbytků je možné odhadnout mj. i z poměru obsahů uhlíku a dusíku; čím je poměr C:N nižší, tím je organická hmota v pokročilejším stupni humifikace, protože při humifikaci strukturních látek (C:N = 100 – 200:1) dochází v důsledku úbytku organického uhlíku ve formě CO₂ ke snižování poměru C:N (Šimek 2007).

V.2. Rozdělení organické hmoty

Podle Roberta et al. (2004) organická složka půdy není homogenní, ale skládá se z následujících složek:

- částečně rozložené rostlinné zbytky, z nichž už není patrné, že jde o rostlinné zbytky
- mikroorganismy a mikroflóra, která se účastní rozkladných procesů
- vedlejší produkty mikrobiálního růstu a dekompozice (včetně rozpustné složky a sacharidů)
- humus (nebo také koloidní organická hmota), kde vedlejší produkty podstoupily humifikaci
- nadzemní (zbytky úrody s průměrem menším než 2 cm, rozpoznatelné opadané listy či jehlice) a podzemní nekromasa (odumřelé jemné kořínky s průměrem menším než 2 cm)

V.3. Funkce půdní organické hmoty

Půdní organická hmota (Soil Organic Matter – SOM) ovlivňuje několik kritických vlastností půdy. Za prvé, čím je v půdě větší obsah SOM, tím je povrchová struktura stabilnější, zlepšuje se vsakování a snižuje se odtok, zlepšuje se schopnost vázat živiny a zvyšuje se počet půdních organismů (USDA NRCS October 2003). Je to jak velmi důležitým stavebním prvkem půdy (i když je v minoritě), tak i hlavním zdrojem energie pro živé organismy (Robert et al. 2004). Za druhé zvyšuje zásobu dusíku, fosforu i síry (server Lifestyleblock.co.nz). Podle stejného serveru dále zabraňuje vymývání těchto živin a má pozitivní vliv na kapacitu výměny kationtů.

Za třetí, Graham a Allan (2001) uvádějí, že SOM snižuje výpar a zvyšuje zadržování vody, zejména u písčitéch půd. Nejdůležitější role organické složky spočívá v plnění environmentálních funkcí, které zahrnují zlepšování kvality vody, ovzduší nebo ekosystému (Robert et al. 2004). Za čtvrté, podíl organické hmoty v půdě je (spolu se složkami půdní struktury a makroporositou) dynamickou složkou půdy, tzn. že se mění během krátké doby jako odpověď na využití člověkem (Carter 2002). Právě díky výše jmenovaným vlivům SOM na půdní vlastnosti je vnímání organické složky půdy obecně kladné a často je SOM považována za hlavní složku odpovídající za kvalitu a zdraví půdy (Doran et al. 1996).

Dalším z důvodů, proč by měl být kladen důraz na množství a kvalitu SOM, je, že její obsah v půdě je jedním z možných kritérií pro zpracování diferencovaných hodnot limitních obsahů rizikových prvků v půdě (Sáňka, Materna 2004).

Těsný vztah mezi obsahem SOM a půdními vlastnostmi má však i svou stinnou stránku. Povrchová vrstva bohatá na organickou hmotu je vodou či větrem odnášena pryč (USDA NRCS May 2001). Eroze, ať už vodní nebo větrná, působí největší škody právě samotným odnosem půdy. S tím související degradace kvality půdy má daleko větší následky, než množství odnesené půdy, protože jsou erozí odnášeny nejkvalitnější půdní částice (Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005), a to zejména jemné minerální částice a SOM (Semancíková et al. 2006). Dochází tak k úbytku organické hmoty v půdě, což je příčinou druhotného znehodnocení půd (Lhotský 1978). Ztráta SOM je nejzávažnějším projevem degradace zemědělského půdního fondu (Sáňka, Materna 2004). Náchylnost půdy k erozi je také závislá na textuře; roste se zvyšujícím se podílem jílových částic (Wall et al. 1987). Na druhou stranu se ale se zvyšujícím se podílem jílových částic zlepšuje stabilita půdních agregátů (Wakindiki, Ben-Hur 2002). Eroze je nejhorší na nechráněné orné půdě (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Když kapka dopadne na holou zem, její kinetická energie je schopná oddělit malé půdní částičky a přemístit je na malé vzdálenosti (Janeček et al. 2005). Podle Floora (2000) a

Morgana (2005) je dopadání kapek nejničivějším momentem dešťové eroze. Vegetační pokryv snižuje erozi velmi významnou měrou tím, že půdu chrání před účinkem dopadajících kapek (Wall et al. 1987, Brady, Weil 2002, Morgan et al. 2005).

VI. Cíle a hypotézy

VI.1. Cíle

V této práci jsem se zaměřil zejména na vliv managementu na množství SOM v půdě. Zkoumal jsem, zda existuje rozdíl v obsahu SOM mezi ornou půdou a trvale zatravněnými porosty (TTP).

Stanovil jsem si dva dílčí cíle, kterými jsou:

- sledování SOM v závislosti na managementu a sklonitosti svahu
- sledování změn SOM v čase

VI.2. Hypotézy

Níže uvedené hypotézy jsou založeny na faktu, že eroze snižuje obsah organické hmoty v půdě.

Hypotéza týkající se změn obsahu SOM v závislosti na managementu a sklonitosti je založena na předpokladu, že na orné půdě je eroze silnější než na TTP, bude tudíž odneseno více půdy a obsah SOM bude nižší na orných půdách než na TTP. Proto je hypotéza taková, že více SOM obsahují půdy na plochách s trvalým travním porostem (TTP) než půdy orné, které jsou více náchylné k erozi. Dále jsem zjišťoval rozdíly v obsahu SOM v závislosti na sklonu svahu

a managementu. Vycházel jsem z předpokladu, že na prudším svahu bude mít odtékající voda větší energii a bude proto odnášet více materiálu, včetně SOM. Záměrně jsem si vybral tyto dva druhy managementu, protože největší rozdíly předpokládám právě mezi nimi. Nulová hypotéza zní: management a sklonitost svahu nemá vliv na množství SOM v půdě.

U změn množství SOM v čase vycházím z toho, že při erozi je spolu s půdou odnášen SOM, a proto předpokládám, že jeho množství během let klesá. Nulová hypotéza tedy zní: množství SOM v půdě se v čase nemění.

VII. Materiál a metody

VII.1. Závislost obsahu organického materiálu na managementu a sklonu svahu

VII.1.1. Výběr ploch a odběr vzorků

V Jihočeském kraji (okresy České Budějovice, Český Krumlov a Prachatice) jsem vybral 17 mikropovodí o rozloze do 3 km² a v každém jsem vybral 2-4 topograficky homogenní půdní bloky, které představují naše monitorovací plochy a které splňují následující kritéria: průměrná svažítost těchto ploch se pohybuje od 1 do 10 stupňů, v každém mikropovodí se vyskytují plochy jak s ornou půdou, tak s TTP, v žádném není zástavba, která by urychlovala odtok dešťové vody a zvyšovala tak erozi. Na každé ploše jsem vytyčil dva horizontální transepty, vedoucí po vrstevnici, jeden v horní a jeden v dolní části svahu.

Metodiku odběru vzorků jsem zvolil podle Semančíkové et al. (2006). Z každého transektu jsem sondovací tyčí o průměru 2,5 cm odebral z hloubky 0-15 cm 11 vzorků půdy ve

vzdálenosti 10 m, které jsem poté smíchal do jednoho směsného vzorku (Semančíková et al. 2006).

Výběr metodiky přípravy směsného vzorku vycházel z metodiky monitoringu kvality půd (Schiller, Sparling et.al. 2004) a metodiky doporučené pro sledování kvality půdy v různých ekosystémech (Bird, Šantrůčková 2001).

VII.1.2. Zpracování vzorků

Odebrané vzorky jsem usušil, odstranil větší části skeletu a organických zbytků rostlin a přesal přes 2 mm síto. Změřil jsem výměnné pH v 1M KCl. Hodnoty acidity půdy jsem rozdělil do kategorií podle Klementa, Sušila (2009), viz Tabulka 1.

<i>hodnota pH</i>	<i>půdní reakce</i>
< 4,5	extrémně kyselá
4,6 - 5,0	silně kyselá
5,1 - 5,5	kyselá
5,6 - 6,5	slabě kyselá
6,6 - 7,2	neutrální
7,3 - 7,7	alkalická
7,7 >	silně alkalická

Tabulka 1: Kategorizace kyselosti půd podle Klementa, Sušila (2009)

Vzorky s pH vyšším než 6 jsem přidáním HCl do malého množství vzorku testoval na přítomnost CaCO₃ (Pulleman et al. 2000), který by způsobil nadhodnocené výsledky, protože výsledné množství uhlíku by byla suma organického uhlíku a uhlíku obsaženého v CaCO₃. Poté jsem několik gramů z každého vzorku rozemlel na kulovém mlýnku, čímž jsem je připravil pro další analýzy.

V laboratoři Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půd (VÚMOP) jsem si nechal zjistit texturu, na jejímž základě jsem u vzorků určil půdní druh dle Němečka et al. (2001). Textura byla zjišťována pipetovací metodou po sedimentaci ve válci podle normy ISO 11277.

VII.1.3. Analýzy

Obsah organické hmoty jsem měřil jako obsah celkového organického uhlíku, s následným vynásobením naměřených hodnot převáděcím koeficientem 1,724 (Jones et al. 2004, Sánka, Materna 2004). Tento převod je pokládán za dostačující pro získání dat o organické hmotě, pro širokou škálu modelování a způsob jejich zpracování (Jones et al. 2004) za předpokladu, že SOM obsahuje 58 % uhlíku (Sánka, Materna 2004). Dále jsem měřil množství dusíku, abych mohl určit C:N poměr. Analýzy byly provedeny na CN elementárním analyzátoru NC 2100 Soil Analyzer (ThermoQuest Italia S.p.A., Italy). Tato metodika je založena na mineralizaci uhlíku a dusíku obsažených v organických látkách stanovovaného vzorku na oxid uhličitý a molekulární dusík, plyny jsou odděleny na chromatografické koloně a jejich koncentrace je stanovena na teplotně-vodivostním detektoru. Na základě navážky vzorku jsou vypočteny celkové obsahy organického uhlíku a dusíku ve vzorku.

VII.1.4. Statistické zpracování

Pro statistické zpracování jsem zvolil nejprve párový t-test, abych si ověřil, že množství SOM v horních a dolních částech jednotlivých ploch je odlišné, a hierarchickou ANOVu, kde jsem testoval jak samostatný, tak společný vliv všech zúčastněných proměnných (management, sklon svahu, zrnitost, poloha na svahu) na obsah organického uhlíku.

Dále jsem použil RDA analýzu pro zjištění závislosti textury a obsahu organického uhlíku na sklonu svahu, poloze na svahu a managementu.

VII.2. Změna obsahu organického materiálu v čase

VII.2.1. Výběr sond a odběr vzorků

Výběr vzorků se odvíjel od výběru mých povodí a od komplexního průzkumu půd (KPP), který probíhal v letech 1961-1971 (Jandák et al. 2004). V rámci KPP bylo otevřeno přes 700 000 kopaných sond na ploše 7 200 000 ha zemědělské půdy na celém území ČSSR a bylo provedeno více než 2 000 000 rozborů půdních vzorků (Jandák et al. 2004). Přitom se ve výběrových sondách stanovoval obsah SOM (resp. měřil se obsah oxidovatelného uhlíku C_{ox} a z něho se vypočítal obsah SOM). V archivu Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půd (VÚMOP) jsem podle map požívaných při KPP vybral výběrové sondy, které leží přímo v našich povodích, popřípadě v jejich blízkosti. Zaměřil jsem se pouze na sondy, které byly na hnědých půdách (kambizemích), což bylo z map dobře čitelné. Na stejných místech zopakoval odběry půdy a stanovil současné množství SOM. Výsledky jsem porovnal s údaji ze 70. let. Dále byly shromážděny údaje o managementu na daných lokalitách, aby bylo možné zkoumat závislost také na managementu. Podobný výzkum provedl např. Pulleman et al. (2000). Při vlastním odběru jsem pomocí sondovací tyče vizuálně kontroloval, zda se opravdu o kambizemě jedná. V několika málo případech se výběrové sondy nacházely na

pseudoglejích či gleji. Místo nich jsem zkusil odebrat vzorek o max. 50 m výše po svahu, a pokud jsem ani tam kambizem nenalezl, tyto vzorky jsem do našeho výzkumu nezařadil. Naprostá většina výběrových sond ale ležela skutečně na kambizemích.

Na sondovací tyči jsem odhadl mocnost vrchního horizontu a poté jsem po odstranění drnu lopatkou odebral cca 1-1,5 kg půdy ze středu povrchového horizontu. Tato hloubka se pohybovala mezi 5 a 15 cm. Drn jsem poté vrátil na původní místo.

VII.2.2. Zpracování vzorků

Vzorky jsem usušil, odstranil větší části skeletu a organických zbytků rostlin a přesál přes 2 mm síto.

VII.2.3. Analýzy

Vzorky jsem odeslal do laboratoře VÚMOP, aby bylo opakované měření co nejpřesnější. Tam proběhla analýza pomocí chromsírové směsi podle modifikace normy ISO 14235. Tato metoda byla používána k určení SOM také v průzkumech KPP v 70. letech minulého století. Princip metody spočívá v oxidaci oxidovatelného uhlíku kyselinou chromovou za přítomnosti nadbytku kyseliny sírové při teplotě 125°C. Nespotřebovaná kyselina se stanoví titrací jodometricky. Získal jsem údaje o množství organického uhlíku a stejně jako u závislosti obsahu SOM na managementu a sklonitosti svahu jsem získané údaje musel přepočítat převáděcím koeficientem 1,724.

VII.2.4. Statistické zpracování

Odebrané vzorky jsem roztřídil do 3 skupin podle managementu. Jednu skupinu tvořily vzorky odebrané na plochách, které byly ornými půdami v době KPP i v současnosti, do druhé skupiny jsem zařadil vzorky, které byly v době KPP i v současnosti TTP a v poslední skupině se vyskytovaly vzorky, jež byly odebrány z pozemků zatravněných. Měl jsem v plánu vytvořit ještě skupinu čtvrtou, kde by tomu bylo naopak než u třetí (čili orná půda vytvořená rozoráním TTP), ale nenašel jsem ani jednu sondu, jež by vyhovovala tomuto kritériu (viz Tabulka 2).

Management během KPP	Management v současnosti
OP	OP
OP	TTP
TTP	TTP

Tabulka 2. Management na plochách s výběrovými sondami (OP – orná půda, TTP – trvalé travní porosty).

Naměřené hodnoty jsem statisticky vyhodnotil pomocí metody Repeated Measures ANOVA. Dále jsem použil párový t-test, kterým jsem zjistil, jaké jsou rozdíly uvnitř jednotlivých skupin.

VIII. Výsledky

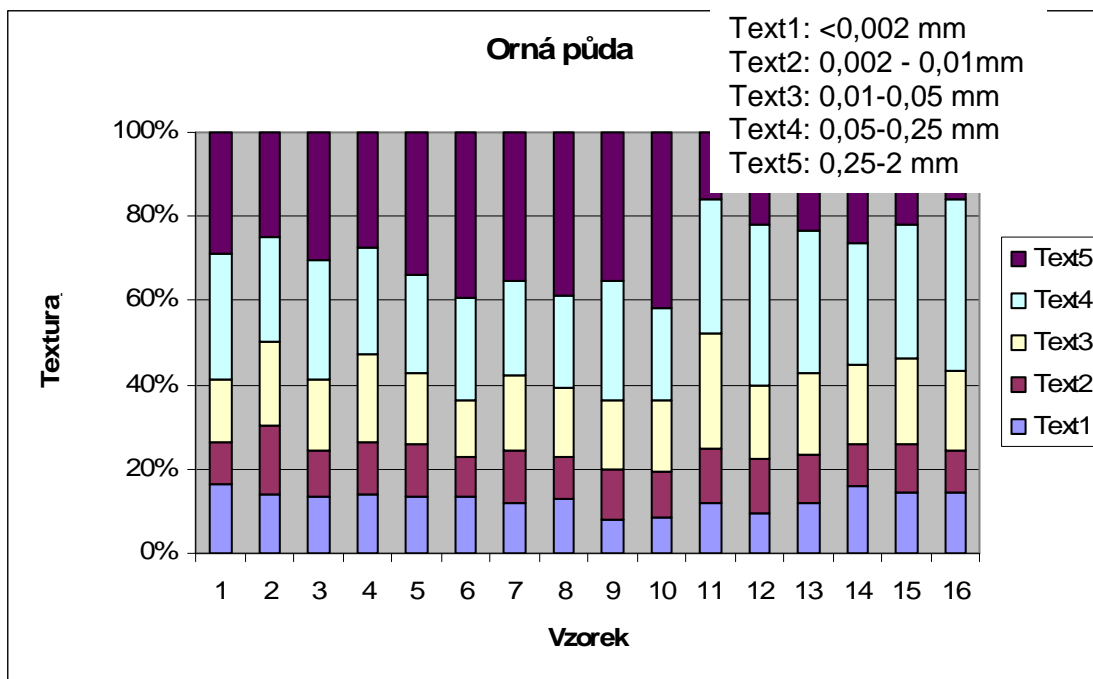
VIII.1. Závislost obsahu organického materiálu na managementu a sklonu svahu

Z analýz půdních vzorků vyplývá, že převládajícími půdními druhy jsou hlíny či písčité hlíny. Hlíny převládají na 2 povodích a naopak písčité hlíny na 8 povodích. V pěti povodích je zastoupení hlíny a písčité hlíny vyrovnané. Celkově ovšem převládají písčité hlíny (63 % ploch). Co se týká orné půdy, tam je dokonce 70 % zastoupení písčitých hlín, kdežto na TTP je téměř 50 % zastoupení hlíny. Sklonitost svahu a poloha v rámci svahu hrála v tomto rozdělení roli jen u orné půdy, kde bylo větší zastoupení hlíny na mírnějších svazích a 90 % hlín bylo na spodních částech svahu.

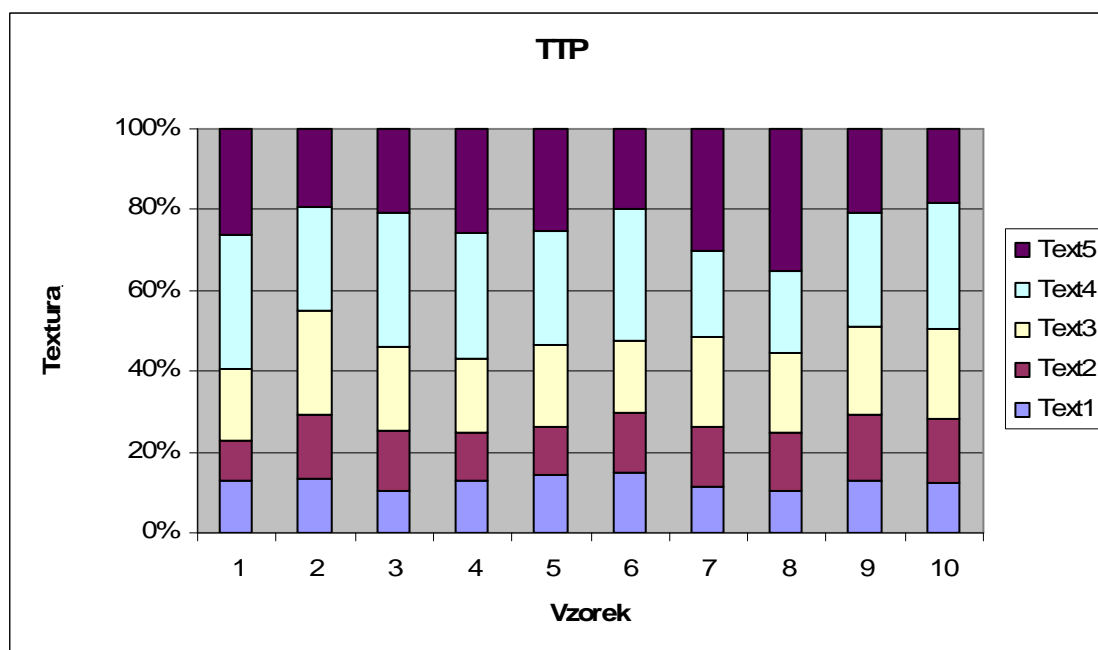
Dle výměnné reakce jsou ve sledovaných povodích půdy extrémě kyselé až neutrální, neboť se hodnoty acidity půdy pohybovaly v rozmezí pH 4,1-6,7. Průměrné pH jsem naměřil 5,19. Pro orné půdy byl rozsah pH 4,2-6,47 s průměrnou hodnotou pH 5,33. Na trvalých travních plochách jsem naměřil pH v rozpětí 4,54-6,73 s průměrem pH 5,01. Zastoupení kyselých půd bylo 52 % na orných půdách a 84 % na TTP. Celkové procento kyselých půd bylo 66 %. Co se týká extrémě kyselých půd, jejich podíl tvořil 6,8 % z celkového množství ploch. Na orné půdě bylo zastoupení extrémě kyselých půd 12 %, na TTP nebyla naměřena žádná extrémě kyselá výměnná reakce.

Alkalická výměnná reakce byla naměřena pouze u jednoho vzorku na orné půdě (pH 7,4). Test na přítomnost CaCO_3 byl u všech vzorků negativní.

Průměrné zastoupení zrnitostních kategorií je patrné z grafů 1. a 2.

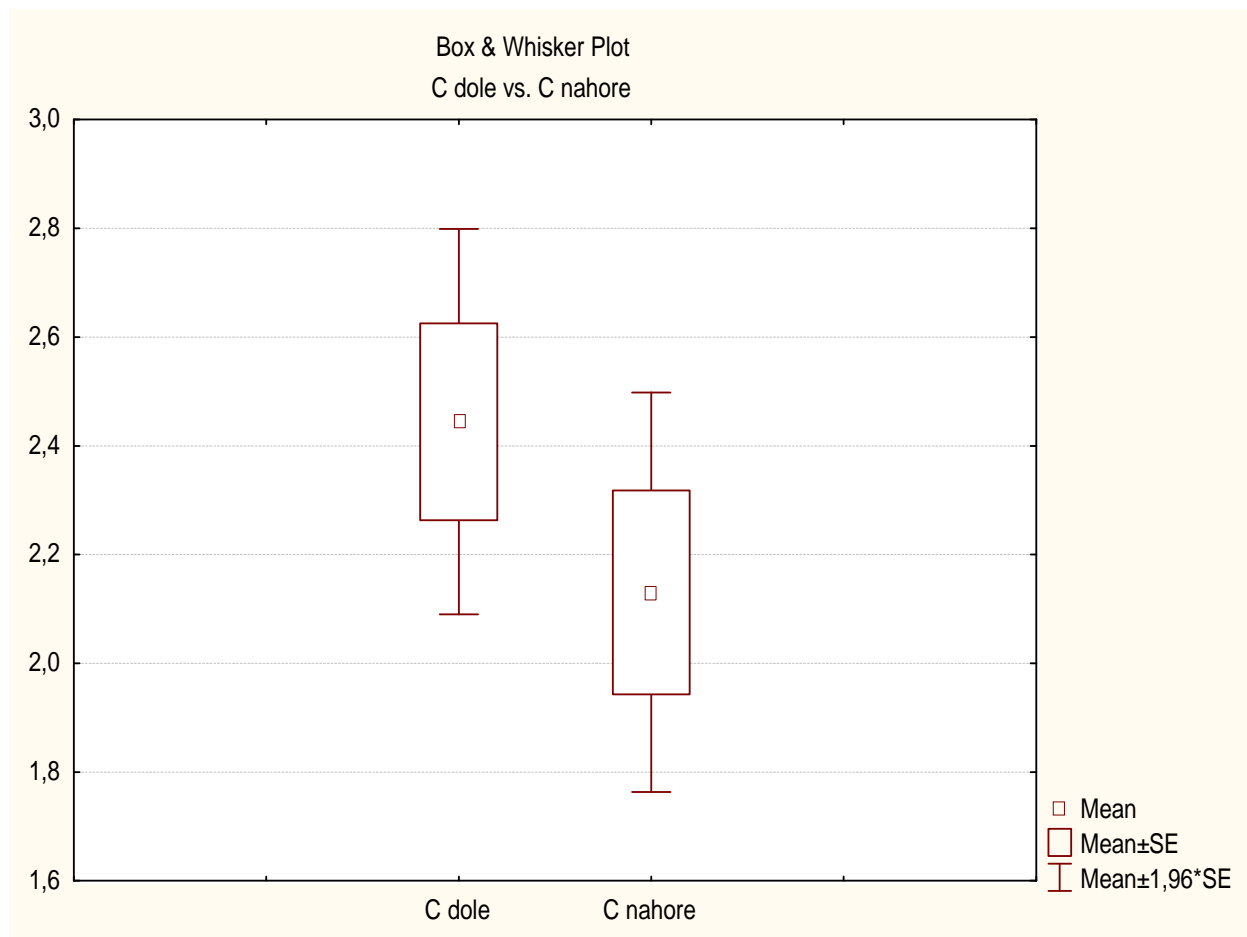


Graf 1. Relativní zastoupení jednotlivých zrnitostních kategorií na orné půdě



Graf 2. Relativní zastoupení jednotlivých zrnitostních kategorií na TTP (zrnitostní kategorie jsou stejné jako u Grafu 1.)

Párový t-test prokázal ($p < 0,05$), že v dolních částech svahů je více SOM než v horních, což potvrzuje, že SOM je skutečně vlivem eroze smývána ze svahu dolů (Graf 3.).



Graf. 3.: Obsah SOM v horních a dolních částech svahu

Na orné půdě byl průměrný obsah organického uhlíku $18,05 \text{ mg } C_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$ půdy, na trvale zatravněných plochách $29,47 \text{ mg } C_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$, což odpovídá 3,1 % SOM pro ornou půdu, resp. 5,1 % pro trvalé travní plochy. Průměrný poměr C:N byl 14:1 na orné půdě a 16:1 půdě trvale zatravněné.

Rozpětí těchto hodnot je zobrazeno v Tabulce 3.

	C:N poměr	C_{org} mg/g	SOM %
Min. orná půda	11	9,32	1,6
Max. orná půda	18	38,68	6,7
Min. TTP	12	14,29	2,5
Max. TTP	21	58,30	10,1
Průměr orná půda	14	18,05	3,1
Průměr TTP	16	29,47	5,1

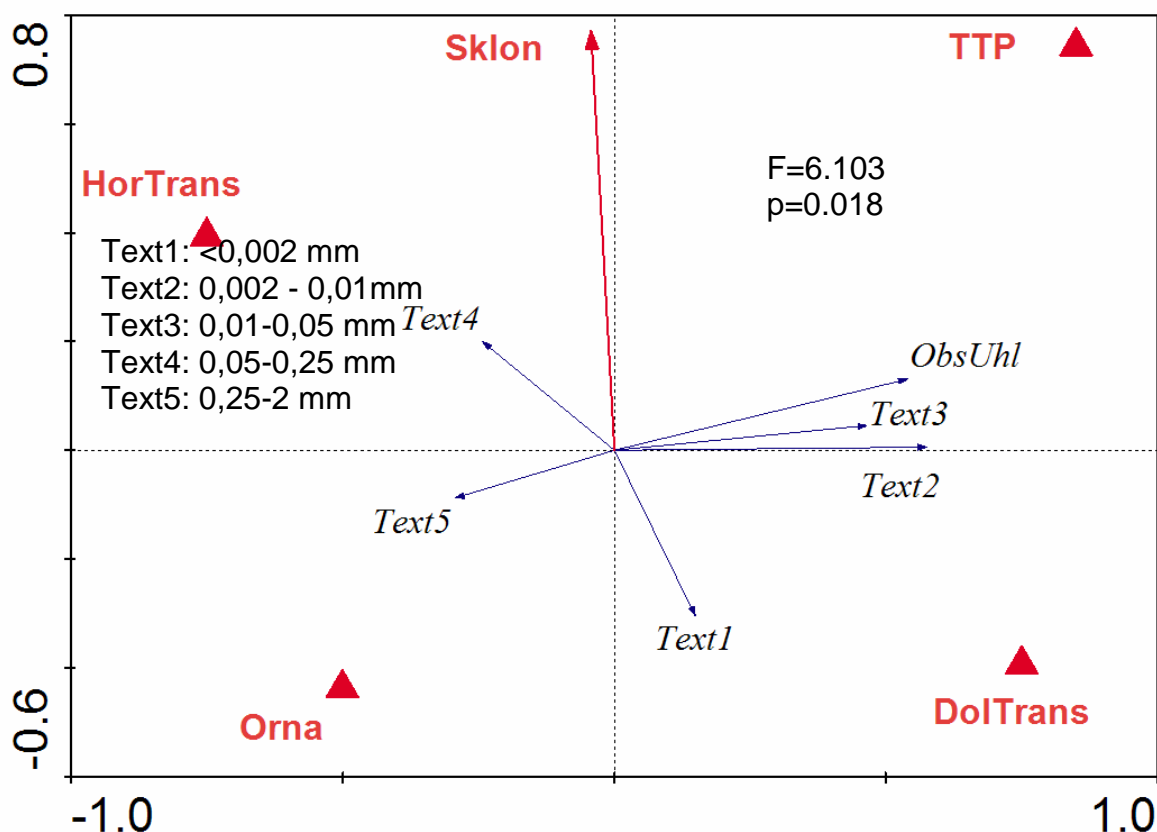
Tabulka 3. Rozmezí a průměrné hodnoty sledovaných parametrů

Výsledky v tabulce 4. ukazují, že samostatný vliv na obsah organického uhlíku v půdě je statisticky průkazný při $p < 0,05$ u managementu a textury. Statistická průkaznost v případě prvního řádku v tabulce nám ukazuje, že existují rozdíly v obsahu organického uhlíku mezi jednotlivými monitorovacími plochami. Statistický průkazný vliv všech proměnných dohromady se prokázat nepodařilo.

Efekt	F	p
Transekt	5,98	0,010
Poloha	1,71	0,232
Management	16,16	0,0003
Sklonitost	0,02	0,888
Textura	9,39	0,004
P x M x S x T *	1,53	0,293

Tab. 4.: Výsledky hierarchické ANOVy (* P x M x S x T je společný vliv polohy, managementu, sklonitosti a textury)

Z obrázku 2. je patrná silná pozitivní korelace obsahu organického uhlíku a tří nejjemnějších frakcí půdních částic, naopak stejně jako u analýzy variance zde není prokázán vliv sklonitosti svahu. Dále výsledky RDA analýzy naznačují, že nejjemnější tři frakce půdních částic se spolu s organickým uhlíkem vyskytují zejména na trvalých travních plochách (TTP) a v dolním transektu. Naopak hrubé částice se vyskytují v horních transektech a na orné půdě.



Obr. 2.: Závislost zrnitosti a obsahu organického uhlíku na poloze na svahu, sklonitosti a managementu

VIII.2. Změna obsahu organického materiálu v čase

Průměrný obsah organického materiálu v mnou vybraných výběrových sondách byl 3,55 %, což představuje $20,58 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$, při KPP a 2,70 % ($15,67 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) v současné době. Rozdělíme-li si tato měření do skupinek podle managementu, tak na orné půdě dostaneme průměrný obsah SOM 2,55 % ($14,80 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) při KPP a 2,42 % ($14,00 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) v současné době. Pro trvalé travní porosty vychází 4,78 % SOM ($2,78 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) při KPP a 2,70 % SOM ($15,70 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) v současnosti. Poslední skupinku tvoří plochy, které při KPP byly jako orná půda, ale postupem času byly zatravněny a dnes jsou z nich TTP. Zde bylo zjištěno 3,38 % SOM ($19,61 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) při KPP a 2,89 ($16,78 \text{ mg C}_{\text{org}} \cdot \text{g}^{-1}$) v současnosti.

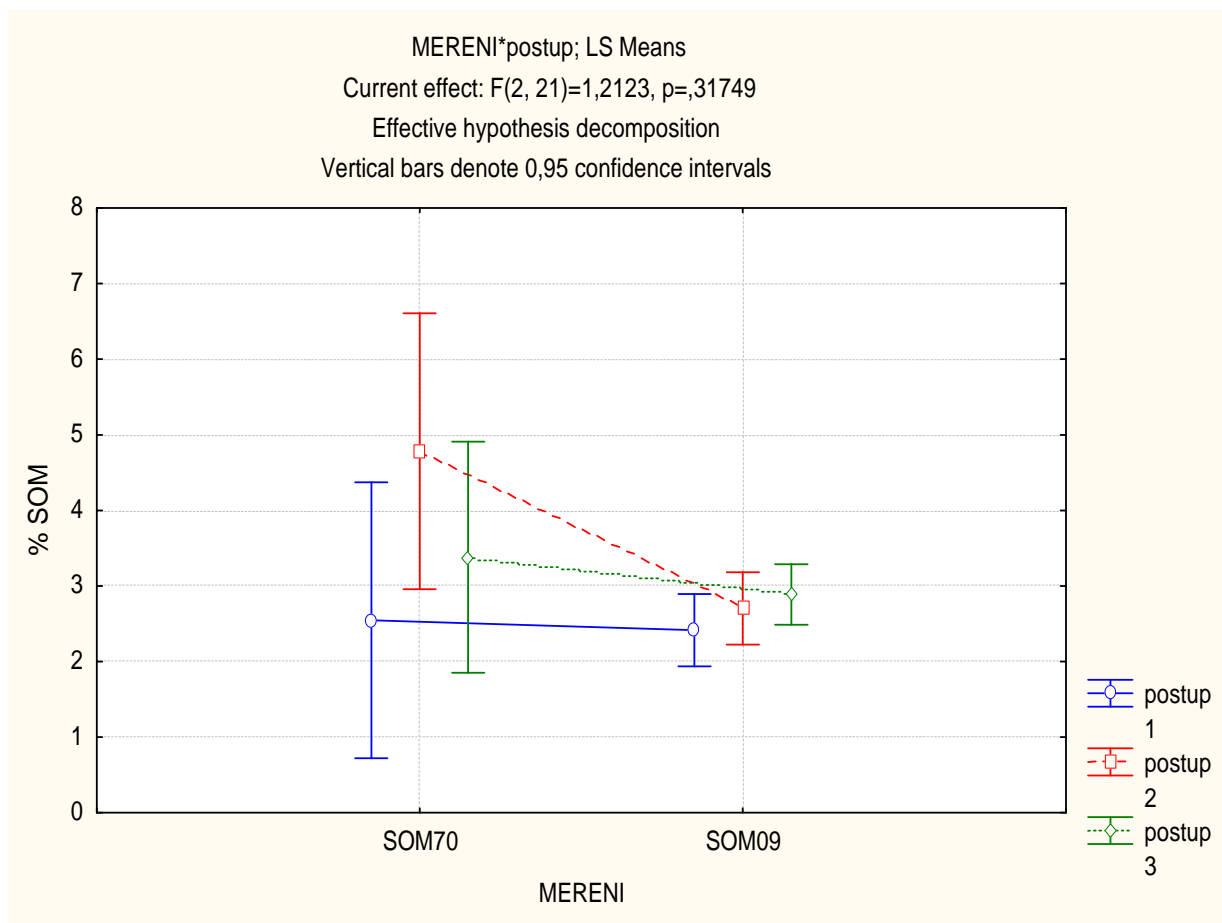
Největší průměrný obsah organického materiálu obsahovaly při mém měření vzorky odebrané na zatravněné orné půdě.

V Tabulce 5. vidíme, že žádná proměnná nevyšla průkazně. Nejbližší k tomu má změna mezi jednotlivými opakováními měření, ale i tak bych se s téměř desetiprocentní pravděpodobností dopustil chyby, kdybych zamítl nulovou hypotézu, že se množství organického uhlíku s časem nemění.

Proměnná	F	p
Management	2,1607	0,140173
Změna s časem	2,9774	0,099122
Interakce čas a management	1,2123	0,317487

Tabulka 5.: Výsledky Repeated measures ANOVA.

V grafu 4. můžeme vidět trendy, jakými se mění obsah SOM v čase. Z něj je patrné, že množství SOM se v čase snižuje, zejména na TTP.

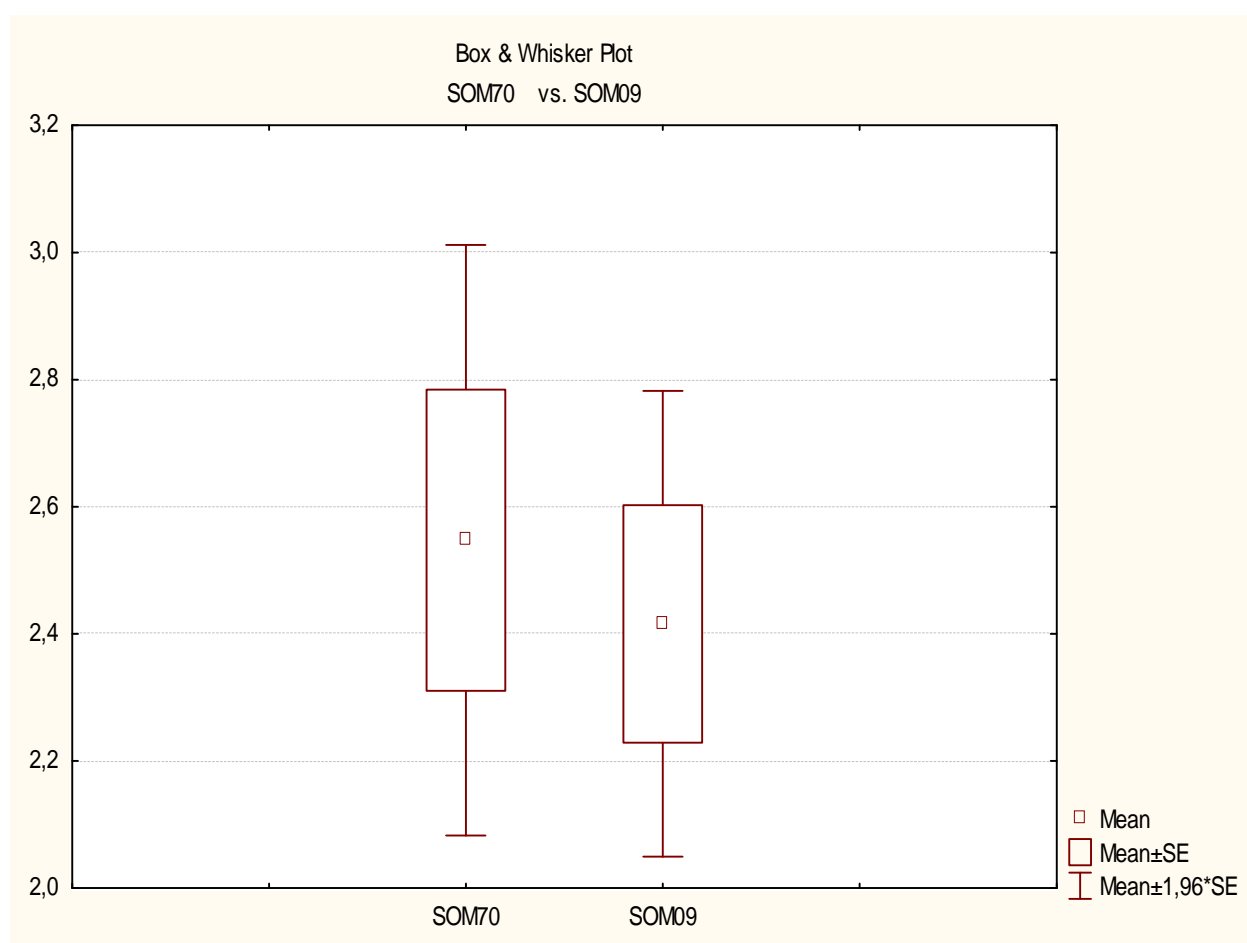


Graf 4.: Změny množství organického uhlíku v čase (postup 1 = plochy s ornou půdou v při KPP i v současnosti, 2 = plochy s TTP při KPP i v současnosti, 3 = plochy s ornou půdou při KPP ale nyní zatravněné; SOM70 = odběry při KPP, SOM09 = odběry v současnosti)

V tabulkách 6.-8. a grafech 5.-7. můžeme vidět, jak průkazné byly rozdíly v jednotlivých kategoriích.

Proměnná	Průměr	p
SOM70	2,55	
SOM09	2,42	0,57

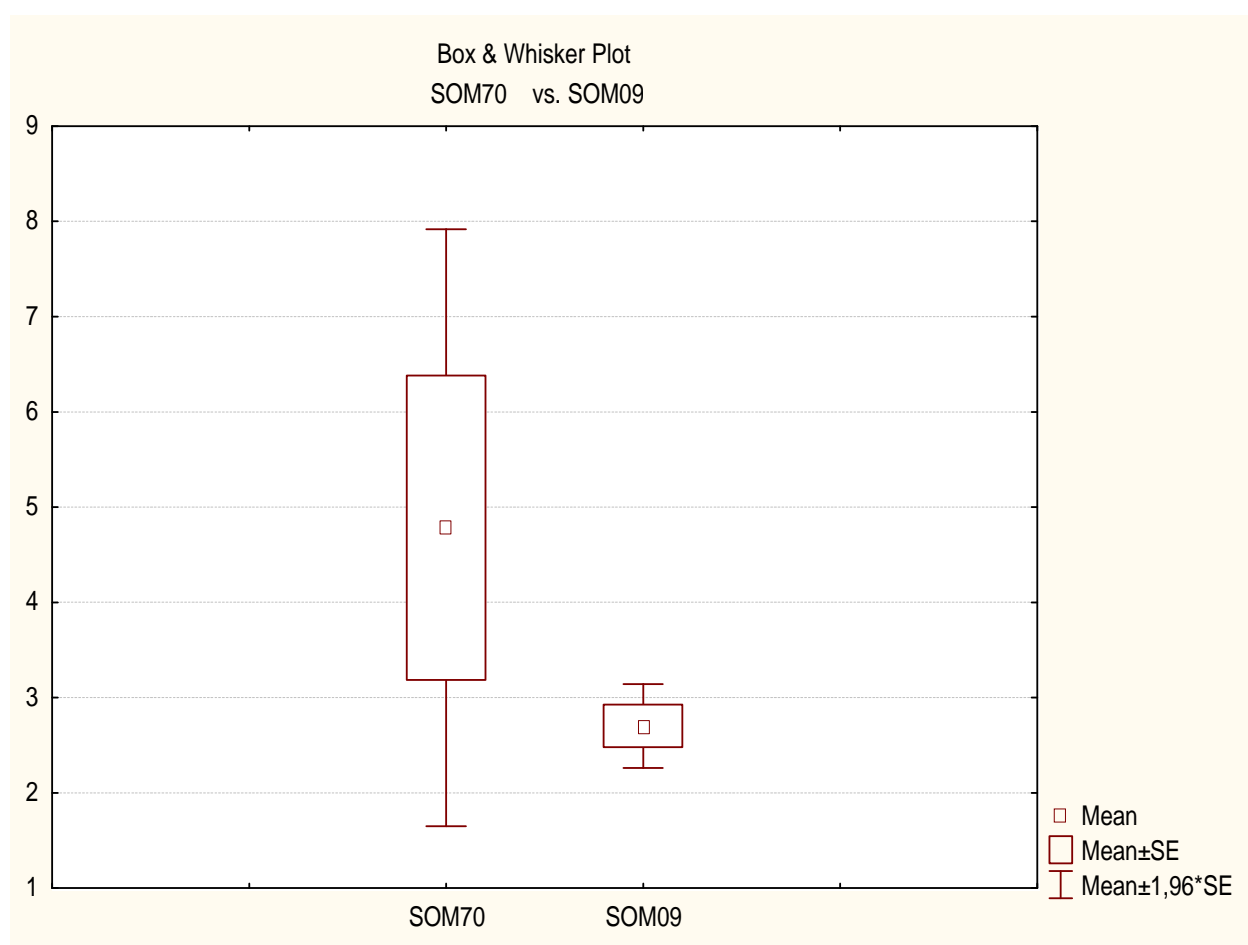
Tabulka 6.: Výsledky párového t-testu v rámci orné půdy při KPP i v současnosti



Graf 5.: Výsledky párového t-testu v rámci orné půdy při KPP i v současnosti

Proměnná	Průměr	p
SOM70	4,78	
SOM09	2,70	0,28

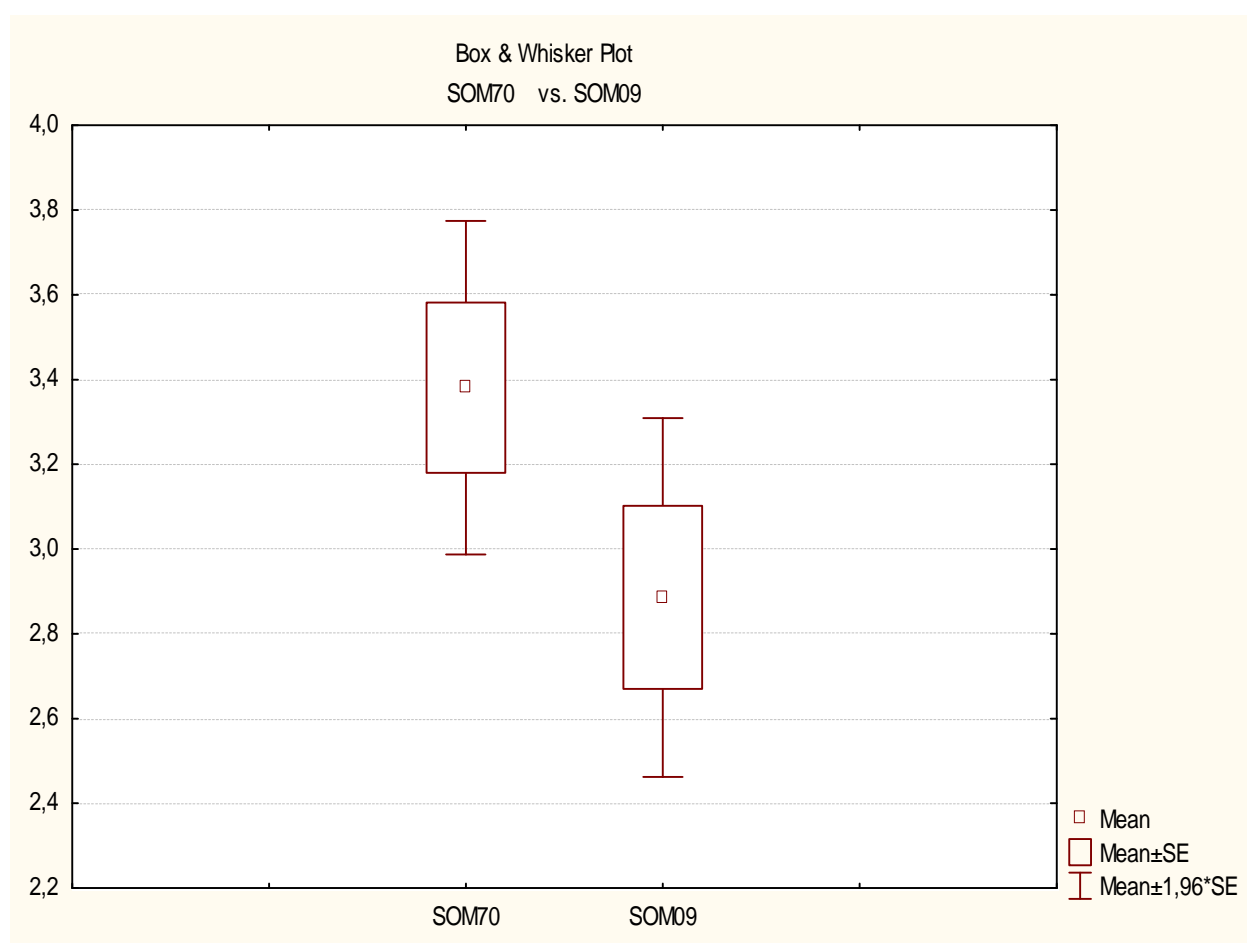
Tabulka 7.: Výsledky párového t-testu v rámci TTP při KPP i v současnosti



Graf 6.: Výsledky párového t-testu v rámci TTP při KPP i v současnosti

Proměnná	Průměr	p
SOM70	3,38	
SOM09	2,89	0,072

Tabulka 8.: Výsledky párového t-testu v rámci orné půdy při KPP a TTP v současnosti



Graf 7.: Výsledky párového t-testu v rámci orné půdy při KPP a TTP v současnosti

Z tabulek i grafů je dobře patrné, že všude se obsah SOM snižoval, ale na TTP že se snížil velmi a na zatravněných plochách téměř statisticky průkazně.

IX. Diskuse

IX.1. Závislost obsahu organického materiálu na managementu a sklonu svahu

Průměrné hodnoty pH pro jihočeský kraj je 5,7 (resp. pH 5,8 pro ornou půdu a pH 5,6 pro TTP) a zastoupení kyselých půd 36,5 % (resp. 32,7 % na orné půdě a 45,6 % na TTP) (Klement, Sušil 2009). Extrémně kyselé půdy zaujímají v jihočeském kraji 0,6 % výměry orné půdy a 2,04 % výměry TTP. V celorepublikovém měřítku je průměrné pH 6,1 (resp. pH 6,2 pro ornou půdu a pH 5,6 pro TTP) a zastoupení kyselých půd 28,2 % (resp. 22,5 % na orné půdě a 50 % na TTP) (Klement, Sušil 2009). Námi naměřené hodnoty tak silně převyšují jak krajský průměr, tak i celorepublikový. Na druhou stranu, fakt, že extrémně kyselé půdy se vyskytovaly jen v množině orných půd, nasvědčuje tomu, že TTP jsou možná celkově kyslejší, ale mají méně rozkolísané hodnoty pH. Tato zvýšená kyselost (zejména u TTP) by mohla být způsobena tím, že se většina námi vybraných ploch vyskytovala ve vyšší nadmořské výšce, což s sebou přináší větší množství srážek. To vede ke zvýšenému vymývání bazických iontů z půdy, čím se půda okyseluje. Dále k tomuto zjištění může přispívat současný trend okyselování půd. Je to zejména vlivem drastického snížení spotřeby vápenatých hmot, jejichž množství používaných v zemědělství k vápnění kleslo pod jednu desetinu stavu oproti množství, které se používalo před rokem 1990 (Němec et al. 2006). V rámci republiky pokleslo průměrné pH u orné půdy o 0,1 stupně a u půd trvalých travních porostů činí průměrný pokles 0,3 stupně (Němec et al. 2006). Je to zejména proto, že půdní reakci také eroze ovlivňuje selektivním vymýváním bazických prvků (K, Ca, Mg) (Brady, Weil 2002; Sáníka, Materna 2004).

Množství organického uhlíku v orných půdách v České republice pohybuje v intervalu 0,6-3,23 % C_{org} , což představuje zhruba 6-32,3 mg $C_{org}\cdot g^{-1}$ s tím, že téměř 85 % z těchto hodnot se

nachází v intervalu 1-2 % C_{org} , tj. 10-20 mg $C_{org}\cdot g^{-1}$ (Kubát et al. 2008). Naše hodnoty vychází poněkud vyšší, a snad i proto se v intervalu 1-2 % C_{org} nachází téměř 73 % našich dat.

Množství SOM či organického uhlíku na TTP v České republice se mi bohužel nepodařilo nikde najít.

Vyšší obsah SOM u TTP uvádí i Pulleman et al. (2000). Podle něj je to dáno i tím, že orná půda je více aerována než TTP a bezorební způsoby obdělávání půdy, a proto dochází na orné půdě k vyšší oxidaci organického uhlíku.

Vliv managementu na obsah SOM prokázal i Hussain et al. (1999). Ten porovnával konvenční management s bezorebným a dokonce i zde vyšel průkazně vyšší obsah SOM u bezorebného managementu. Stejně jako Pulleman (2000) jako důvod uvádí nižší aeraci a pomalejší dekompozici. Navíc podle Alvarez et al. (1995 cit. in Hussain 1999) za to může i vyšší zastoupení hub v půdě, které mají nižší energetické nároky a tudíž mohou snadněji humifikovat organický uhlík, a tím ho de facto uchránit před oxidací.

Šimek (2007) uvádí průměrný C:N poměr v půdní organické hmotě 18,6:1, Thomsen et al (2008) naměřili na kambisolech C:N poměr dokonce 20:1. Oproti tomu Marriot et Wander (2006) uvádí C:N poměr kolem 11:1 pro ornou půdu jako celek a cca 16,4:1 pro partikulovanou organickou hmotu (POM). Námi naměřené hodnoty mohou být způsobeny buď hnojením anebo výměškou hospodářských zvířat (na pastvinách). Nižší C:N poměr u orné půdy je možná způsoben tím, že orná půda bývá více hnojena dusíkatými hnojivy. Další zkoumání by z tohoto pohledu bylo dobré zaměřit na odhadnutí aplikace správného množství hnojiv, aby nedocházelo k přehnojování a následné eutrofizaci na jedné straně a naopak ke snižování úrodnosti půdy na straně druhé.

Pozitivní korelace jemných půdních částic a množství organického uhlíku znamená, že organický uhlík, potažmo celá půdní organická hmota, se váže zejména na jemné půdní částice. Totéž tvrdí i Brady a Weil (2002) a Pulleman et al. (2000).

Tyto jemné částice jsou díky své velikosti a hmotnosti nejnáchylnější na odnos, kdy stačí malý odtok k tomu, aby docházelo k jejich smyvu. Proto jsou společně s půdní organickou hmotou vyplavovány z horních transektů zejména na orné půdě a usazují se v dolních transektech.

Oproti tomu hrubé půdní částice převažují v horních částech svahů, protože jsou vyplavovány mnohem méně. Toto potvrzuje i zastoupení písčité hlíny a hlíny, kdy se hlína u orných půd vyskytuje převážně ve spodních částech svahů.

Tato fakta naznačují, že orná půda je náchylnější k erozi mnohem více než TTP.

Neprůkazný vliv sklonitosti svahu může být důsledkem toho, že na prudším svahu má odtékající voda vyšší energii, a může tudíž odnášet i hrubší částice, které na sobě nemají navázáno tolik SOM. Tyto hrubé částice „naředí“ naplavenou půdu v dolní části svahu a obsah SOM v dolní části tím falešně sníží.

IX.2. Změna obsahu organického materiálu v čase

Z výsledků plyne, že časem má SOM tendenci se v čase snižovat. Nikde nám však tento trend nevyšel průkazně. Největší ztráty byly očekávány na orné půdě a nejmenší na TTP. Přitom tomu bylo naopak. Z grafů jde ale vyčíst, že na TTP jsou sice větší rozdíly a hlavně ztráty, ale pořád obsahují více SOM než orná půda. Z toho by se dalo usuzovat, že na TTP je opravdu nižší eroze, přesto že množství SOM na TTP značně kleslo.

Malé ztráty SOM na orné půdě je možné vysvětlit si tím, že se půda při orbě promíchá, a tím dojde k vyzdvižení horizontu, který obsahuje méně SOM než povrchový horizont.

Naopak relativně vysoké ztráty SOM u TTP vznikly patrně proto, že v v sedmdesátých letech minulého století bylo běžnou praxí hnojení luk a pastvin. Je tedy možné, že tyto plochy byly též přihnojovány, a tudíž při odběrech bylo zjištěno relativně vysoké množství SOM. V 90. letech minulého století však došlo ke změnám v zemědělském hospodaření, s čímž bylo spojeno také omezení hnojení TTP. Původně zvýšený obsah SOM hnojením, se začal vracet k normálu, tedy snižovat. Pokud se podíváme na sledované skupiny managementu ze 70.let a současnosti (viz Tabulka 2 a Graf 7), lze podobně vysvětlit také snížení SOM u skupiny, kde v 70.letech byla orná půda, která byla opět zatravněna.

Podobný výzkum provedl i Pulleman et al. (2000). Ve své studii ukázal, že zřetelný vliv na obsah SOM v půdě má nejen způsob využívání půdy, ale i délka jeho trvání. Nejvíce SOM bylo na půdách, které byly dlouhodobě (60 let) zatravněny, naopak nejméně jí bylo na plochách, které byly dlouhodobě využívány jako orná půda. Podobný trend je patrný i v Grafu 4., kde je množství SOM na orné půdě opravdu nenižší.

Jiné výzkumy v této oblasti, kromě experimentů s osevními postupy a směrem obdělávání půdy (např. Quinton et al. 2006), zřejmě nebyly provedeny.

X. Využitelnost výsledků v praxi

Kanadské výzkumy ukázaly, že organická hmota má vliv jak na fyzikální, tak na chemické vlastnosti půdy (Carter 2002). Je proto velmi důležité sledovat její obsah v půdě a snažit se zamezit ztrátám SOM v co největší míře.

Obsah SOM v půdě slouží k výpočtu faktoru erodovatelnosti půdy K v rovnici výpočtu dlouhodobé ztráty půdy, proto její sledování má význam např. při posuzování účinnosti protierozních opatření.

Dalším důvodem, proč sledovat množství SOM v půdě, je skutečnost, že má hlavní vliv na infiltrační a retenční kapacitu půdy. Snížení vsakovací schopnosti (nejen) vlivem eroze (a s tím související zvýšení povrchového odtoku) zvyšuje riziko povodní (Semančíková et al. 2006). Sledování SOM proto může být současně s protierozními opatřeními důležité i v oblasti protipovodňové prevence.

Pokud Česká republika ratifikuje směrnici „Pro ochranu půd“ (Directive 2006/0086 (COD)), zaváže se tím identifikovat rizikové oblasti degradace půdy, vytyčit pro tyto oblasti cíle snížení rizik a stanovit programová opatření k dosažení těchto cílů. Dle této směrnice patří mezi rizikové oblasti degradace půdy mj. i úbytek organické hmoty.

XI. Závěr

Z výše uvedeného tedy plyne, že režim TTP má pozitivní vliv na obsah SOM v půdě, víceméně i na stabilitu výměnné půdní reakce. Dále se podařilo prokázat pozitivní korelaci jílovitých částic a množství SOM, což potvrzuje, že SOM je vázána na jemné půdní částice, a je proto velmi ohrožena erozí. Tento fakt prokázal i párový t-test. Z půdních částic jsou podle

našich výsledků erozí nejvíce ohrožené částice prachu. Vliv sklonitosti svahu na obsah SOM se prokázat nepodařilo. Proto by bylo dobré další výzkum zaměřit na způsob odhadu vlivu svahu na obsah SOM se zřetelem na proměnné, které nejsou postihnuty v této práci.

Naopak se nám nepodařilo prokázat, že ztráty SOM v čase jsou výrazné, nicméně podařilo se nám zlehka nastínit trend, který nám tento pokles naznačuje.

XII. Reference:

- Alvarez, R., R.A. Diaz, N. Barbero, O.J. Santanatogila, and L. Blotta. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Tillage Res.* 33:17–28
- Bernsdorf, B., Richter, G., Schmidt, R.G. 1995. Die Kartierung der Schneeschmelz-Erosion – Probleme und Möglichkeiten der Felderhebung. Univ. Trier, H. 14.
- Bird, M., Šantrůčková, H., Lloyd, J., Veenendaal, E., 2001. Global biogeochemical cycles in the climate system. Schulze, E.-D., Heimann, M., Harrison, S., Holland, E., Lloyd, J., Prentice I.A., Schimel, D. (Eds), *Global soil organic carbon pool*. Academic Press, London, 185-199.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2002. *The nature and properties of soil*. New Jersey: Upper Saddle River. 13th edition.
- Carter, M.J., 2002. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintain Soil Functions. *Agronomy Journal* 94: 38-47.
- Doran, J. W., Sarrantonio, M., Liebigh, M.A., 1996. Soil health and sustainability. *Adv in Agron*, 56, 1-53.
- Favis-Mortlock, D., 2005. What is soil erosion? (<http://www.soilerosion.net/>, 29.11.2006).
- Floor, J.A., 2000. *Soil: erosion and conservation*. (www.seafriends.org.nz/enviro/soil/erosion.htm, 29.11.2006).
- Graham, P., Allan, D., 2001. (<http://agguide.agronomy.psu.edu/cm/sec1/sec11b.cfm>, 26.12.2006).
- Hussain, I., Olson, K.R., Ebelhar, S.A., 1999. Long-Term Tillage Effects on Soil Chemical Properties And Soil Organic Matter Fractions. *Soil Science Society of American Journal*, 63: 1335-1341.

Jandák, J., Prax, A., Pokorný, E., 2004. Půdoznalství – skriptum. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.

Janeček, M. a kolektiv, 2005. Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV nakladatelství. Praha. 2. vydání.

Jones, R.J.A., Yli-Halla, M., Demetriades, A., Leifeld, J., Robert, M., 2004. Task Group 2 on Status and Distribution of Soil Organic Matter in Europe (Final report).

Kelley, H.W., 1983. Keeping the land alive, soil erosion – its cause and cures. FAO SOILS BULLETIN. Roma. FAO.

Klement, V., Sušil, A. 2009. Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2003-2008. ÚKZÚZ Brno

Kubát, J., Cerhanová D., Mikanová, O., Šimon, T. 2008. Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. Praha. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.

Kutílek, M., 2004. Soil hydraulic properties as related to soil structure. Soil & Tillage Research 79: 175-184.

Lal, R. (1998) Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality. Critical Reviews in Plant Sciences 17 (4): 319-464.

Lhotský, J., 1978. Organická hmota v půdě v podmínkách aplikace intenzifikačních faktorů, zvláště intenzivního hnojení a meliorací. Vědecké rozpravy 2.

Marriot, E.E., Wander, M.M. 2006. Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:950–959

Ministerstvo zemědělství, 2004. Výroční hodnotící zpráva o programu HRDP ČR za rok 2004. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR. 76 str.

- Morgan, R.P.C., 2005. Soil erosion and conservation. Blackwell Science Ltd. 3rd edition.
- Němec, J., Štolbová, M., Kučera, J., Součková, H., Čermák, P., Novák, P., Vašků, Z., Kmentová, H., Liška, L. 2006. Situační a výhledová zpráva – půda. MZe, Praha.
- Němeček, J. et al., 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, 79 p.
- Pulleman, M.M., Bouma, J., van Essen, E.A., Meiles, E.W., 2000. Soil Organic Matter Content as a Function of Different Land Use History. Soil Science Society of American Journal, 64: 689–693.
- Quinton, J.N., Catt, J.A., Wood, G.A., Steer, J., 2006. Soil Carbon Losses by Water Erosion: Experimentation and Modelling at Field and National Scales in the UK. Agriculture, Ecosystems and Environment 112:87-102.
- Robert, M. et al., May 2004. Task Group 1 on Functions, Roles and Changes in Soil Organic Matter (Final Report).
- Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd v ČR. Edice Planeta, ročník 12, 11/2004.
- Semančíková, E. a kolektiv, 2006. Monitorování a vyhodnocení vlivu agroenvironmentálních opatření HRDP na erozi půdy a retenční schopnosti území – Závěrečná zpráva. BF JU, České Budějovice.
- Server Lifestyleblock.co.nz:
(http://www.lifestyleblock.co.nz/articles/organics/02_organic_soil_matter.htm, 25.2.2007).
- Six, J, Elliot E.T., Paustian, K., 2000. Soil Structure and Soil Organic Matter: II. A Normalized Stability Index and the Effect of Mineralogy. Soil Science Society of American Journal, 64, 1042-1049.

Směrnice pro ochranu půdy. Brusel: Komise evropských společenství. 2006/0086 (COD).

Schiller, L.A., Sparling G.P., 1998. Performance of soil condition indicators across taxonomic groups and land uses. *Soil sci.soc.Am.J.* 64: 300-311

Stevenson, F.J., 1982. *Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions.* John Wiley & Sons, New York.

Stolte, J., 2003. *Effect of Land Use And Infiltration Behaviour on Soil Conservation Strategies.* Wageningen: Alterra Green World Research.

Šimek, M., 2007. *Základy nauky o půdě – 1. Neživé složky půdy.* BF JU, České Budějovice

Thomsen, I.K., Petersen, B.M., Bruun, S., Jensen, L.S., Christensen, B.T. 2008. Estimating soil C loss potentials from the C to N ratio. *Soil Biology & Biochemistry* 40 (2008) 849–852

Tlapák, V., Šálek, J., Legát, V., 1992. *Voda v zemědělské krajině.* Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha.

USDA Natural Resources Conservation Service, May 2001. *Soil Quality Information Sheet. Rangeland Soil Quality – Organic Matter.*

(<http://soils.usda.gov/sqi/management/files/RSQIS6.pdf>, 1.3.2007)

USDA Natural Resources Conservation Service, October 2003. *Soil Quality Information Sheet. Managing Soil Organic Matter. The Key to Air and Water Quality.* (http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_organic_matter/files/sq_tn_5.pdf, 1.3.2007).

Vopravil, J., 2006. *Nové určení faktoru erodovatelnosti půdy K pro jednotlivé HPJ a půdy České republiky.* Sborník ze semináře Eroze pořádaného ČVUT v Praze 2006.

Wakindiki, I.I.C., Ben-Hur, M., 2002. Soil Mineralogy and Texture Effects on Crust Micromorphology, Infiltration, and Erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:897–905

Wall, G., Baldwin, C.S., Shelton I.J., 1987. Soil Erosion - Causes and Effects.
(<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/87-040.htm#top>, 29.11.2006).

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1958. Rainfall Energy and its Relationship to Soil Loss.
American Geophysical Union Transactions 39, 285-291.