

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra, pedologie a ochrany půdy



**Stabilita půdních agregátů
na pozemcích ovlivněných erozí půdy**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Zuzana Schmidtová

Vedoucí práce: prof. Ing. Radka Kodešová, CSc.

© 2016 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Stabilita půdních agregátů na pozemcích ovlivněných erozí půdy“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 4. dubna 2016

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala vedoucí své diplomové práce, prof. Ing. Radce Kodešové, CSc. za pomoc a čas, který mi při psaní práce věnovala, a za poskytnutí cenných rad, připomínek a materiálů. Ráda bych také poděkovala Ing. Ondřeji Jakšíkovi, Ph.D. za úvodní pomoc a poskytnuté materiály. V neposlední řadě bych také ráda poděkovala kolegům, kteří se podíleli na řešení projektu, v rámci kterého jsem vypracovala tuto práci.

Stabilita půdních agregátů na pozemcích ovlivněných erozí půdy

Souhrn

Tato diplomová práce je zaměřená na problematiku stability půdních agregátů a půdních vlastností, které mohou stabilitu ovlivňovat. Stabilita půdních agregátů blízce souvisí s problematikou vodní eroze, která je v současné době jednou z nejčastějších forem degradace půdy v České republice.

V teoretické části je popsána půdní struktura, její vznik a rozpad, půdní agregáty, především jejich stabilita a dále půdní vlastnosti, které mohou stabilitu půdních agregátů výrazně ovlivňovat. Hlavní část je věnována jednotlivým metodám, kterými lze stabilitu půdních agregátů stanovit.

Praktická část práce byla provedena na čtyřech lokalitách (Vidim, Sedlčany, Hostouň a Železná), které byly vybrány pro svou geomorfologickou rozdílnost v rámci dané lokality. Na každé lokalitě byl určen jiný půdní typ- hnědozem modální na spraši, kambizem modální vyvinutá na krystaliniku, pararendzina modální vyvinutá na opuce a kambizem modální vyvinutá na jílnatých břidlicích. Stabilita půdních agregátů byla vyjádřena jako WSA index podle metodiky Nimmo and Perkins (2002). Tento index vyjadřuje, jak jsou půdní agregáty stabilní ve vodě. Po té byly zkoumány vztahy mezi stabilitou půdních agregátů a jednotlivými půdními vlastnostmi.

Z vyhodnocení výsledků vícenásobné lineární regrese bylo patrné, že stabilita půdních agregátů byla na lokalitě Vidim ovlivněna především obsahem organické hmoty a obsahem manganu, sklonem terénu a horizontálním zakřivením. Na lokalitě Sedlčany byla stabilita ovlivněna pouze výměnnou půdní reakcí. Na lokalitě Hostouň byl prokázán vliv obsahu karbonátů a obsahem železa a manganu. Po upravení vícenásobné lineární regrese byl patrný vliv i obsahu organické hmoty. Z vlastností terénu byl prokázán vliv pouze sklonem terénu. Na lokalitě Železná mohl mít podle výsledků na stabilitu agregátů vliv především obsah organické hmoty a obsah železa. Z terénních vlastností pak poloha terénu a zakřivení profilu terénu. Obecně byl prokázán jev, že nejvíce stabilní půdní agregáty jsou vždy na horní neoderodované části svahu a spodní části, kde již probíhá akumulace půdního materiálu. Naopak nejméně stabilní agregáty byly v části svahu, kde již proces eroze probíhá.

Práce byla vypracována v rámci řešení projektu QJ1230319 „Vodní režim půd na svažitém zemědělsky využívaném území“.

Klíčová slova: půda, půdní textura a struktura, obsah organické hmoty, stabilita agregátů, vlastnosti terénu, pedotransférová pravidla

Soil aggregate stability within the areas affected by soil erosion

Summary

This master thesis discusses soil aggregate stability and properties, as well as conditions and causes of instable soils. Soil aggregate stability is related with issues of water erosion. It is one of the most frequent type of soil degradation in the Czech Republic.

In the theoretical part is described soil structure, formation and break up of soil structure, soil aggregates and their stability and soil characteristics, which can have main influence on the stability. The main part of this theoretical part is about methods of soil analysis in regards to aggregate stability.

Practical part was carry out on four localities (Vidim, Sedlčany, Hostouň and Železná). These localities were selected because there are geomorphological differences on each of them. The localities were examined described soil type- haplic luvisol on loess, haplic cambisol on gneiss, calcaric cambisol on marlston and haplic cambisol on shales. For each locality was designed a sampling network with transect. Soil aggregate stability was described as WSA index. This method was published by Nimmo and Perkins (2002). WSA index shows how soil aggregates are stable in a water. After this, the author investigated relations between soil aggregate stability and soil characteristics.

Results were observed that on locality Vidim soil aggregate stability was influenced by soil organic carbon content, content of manganese and slope of the terrain. On locality Sedlčany stability was influenced by exchangeable soil reaction. On locality Hostouň there was determined that on stability had an influence content of carbonates, content of manganese and iron. After changes in multiple linear regression were observed influence of carbon content. Only slope of the terrain had influence on aggregate stability. On last locality Železná carbon content, content of iron and terrain attributes- aspect and plan curvature could have an influence on the stability.

General there was an occurrence that the most stable aggregates were allways found on the top of slope where didn't find a footprint of erosion and in a part where was an accumulation of soil materiál. On the other site the most no stable aggregate were in the part where is process of erosion.

Thesis was compiled within the projekt QJ1230319 „Water regime of soils on sloping agricultural land use.“

Keywords: soil texture and structure, organic carbon content, soil aggregate stability, terrain properties, pedotransfer rules

Obsah

1 Úvod	3
2 Cíl práce	4
3 Literární rešerše	5
3.1 Půda	5
3.2 Degradace půdy	5
3.2.1 Eroze	6
3.3 Půdní struktura	8
3.3.1 Půdní agregáty	10
3.3.2 Stabilita půdních agregátů	12
3.3.3 Metody stanovení stability agregátů	13
3.4 Charakteristiky ovlivňující stabilitu půdní struktury	19
3.4.1 Vlastnosti terénu	19
3.4.2 Časová variabilita	20
3.4.3 Textura	20
3.4.4 Půdní organická hmota	21
3.4.5 Sesquioxidy	22
3.4.6 Karbonáty	23
4 Metodika	24
4.1 Lokality	24
4.1.1 Vidim	25
4.1.2 Sedlčany	25
4.1.3 Hostouň	25
4.1.4 Železná	25
4.2 Odběr vzorků	27
4.3 Půdní analýzy	28
4.3.1 Stabilita půdních agregátů – WSA index	28
4.3.2 Půdní zrnitost	29
4.3.3 Stanovení obsahu organického uhlíku	29
4.3.4 Aktivní půdní reakce	30
4.3.5 Výměnná půdní reakce	30
4.3.6 Stanovení obsahu karbonátů	30
4.3.7 Stanovení obsahu železa a manganu	31
4.3.8 Vyhodnocení výsledků	31
5 Výsledky	32
5.1 Vidim	32
5.1.1 Půdní vlastnosti naměřené v transektech	32
5.1.2 Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz	35

5.1.3	Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi	38
5.2	Sedlčany	43
5.2.1	Půdní vlastnosti naměřené v transektech	43
5.2.2	Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz	45
5.2.3	Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi	48
5.3	Hostouň.	52
5.3.1	Půdní vlastnosti naměřené v transektech	52
5.3.2	Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz	53
5.3.3	Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi	56
5.4	Železná	62
5.4.1	Půdní vlastnosti naměřené v transektech	62
5.4.2	Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz	63
5.4.3	Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi	66
6	Diskuze	72
7	Závěr.	74
8	Seznam literatury.	75
9	Přílohy	80

1 Úvod

Degradace půdy je jedním z environmentálních problémů v současnosti. Velmi častá forma degradace půdy v České republice je vodní eroze. Ačkoliv se jedná o přírodní proces, který nelze úplně zastavit, lze alespoň omezit jeho zrychlenou variantu způsobenou antropogenní činností. Ta souvisí především s trendem intenzifikace zemědělství. Během procesu eroze dochází k transportu půdního materiálu, který má za následek změnu půdních vlastností a tím se současně mění i půdní struktura. Dochází ke změně půdních agregátů, pórovitosti a tím spojené i transportní funkce půdy. V konečné fázi se půdní prostředí změní natolik, že půda ztratí své produkční vlastnosti a v konečné fázi se stane neúrodnou.

Se změnou půdní struktury souvisí především změna půdních agregátů. Jedna z nejčastějších změn je jejich stabilita. Na tato stanovení existuje mnoho metodik. V této práci je stabilita agregátů hodnocena jako stabilita agregátů ve vodě vyjádřená pomocí WSA indexu (Nimmo and Perkins, 2002). Stabilita půdních agregátů může být ovlivněna mnoha půdními vlastnostmi od obsahu organické hmoty, obsahem různých prvků nebo zrnitostním složením dané půdy. Dalšími atributy na změnu stability mohou být i samotné atributy terénu na dané lokalitě. Všechny tyto teoretické aspekty na změnu stability půdních agregátů, jejich stanovení a vyhodnocení jsou popsány v následujících kapitolách této práce.

2 Cíl práce

Cílem práce je popsat prostorovou variabilitu stability agregátů a půdních vlastností, které s ní úzce souvisí. Dále pak najít vztah stability půdních agregátů (vyjádřenou jako WSA index) k půdním vlastnostem a vlastnostem terénu.

Hypotéza

Na území ovlivněné erozí půdy je možné stabilitu půdních agregátů odhadnout na základě vlastností terénu a vybraných půdních vlastností.

3 Literární rešerše

3.1 Půda

Půdu lze definovat jako nejsvrchnější část zemské kůry, která je tvořená směsí minerálních součástí, odumřelé organické hmoty a živých organismů (Bičík a kol., 2009). Půda je významnou složkou životního prostředí s širokým rozsahem funkcí, ať už produkčních či mimoprodukčních (ekologických). Mezi ty lze řadit funkce jako filtrační, akumuláční a retenční, pufráční, transformační a asanační a také funkce transportní. V širším rozsahu lze do ekologických funkcí zařadit i funkci půdy jako genové rezervy a jako prostředí pro živé organismy. Všechny tyto funkce by se vzhledem k produkční funkci měly udržovat v neustálé rovnováze (Anon., 2015). Půda je základním výrobním prostředkem pro zemědělství a lesnictví. Je také prostředím pro recyklaci a detoxikaci organických materiálů a koloběhu mnoha prvků. Tvorba půd je z časového hlediska dlouhodobý proces. K vytvoření 1 cm půdy je potřeba asi 100– 400 let (Šarapatka a kol., 2002). Proces tvorby půdy popsal Hans Jenny (1961), který definoval hlavní půdotvorné faktory, jako je klima, organismy, reliéf, mateční hornina a čas. Rozložení půdních vlastností jako je obsah organického uhlíku, pH nebo textura je ovlivněna geologickými podmínkami daného místa (Zádorová et al., 2009).

V ČR mírnější reliéf umožnil většinou nepřerušovaný vývoj půd, které byly v příznivějších podmínkách nížin dlouhodobě člověkem využívány a zkulturnovány. Výsledkem je široká rozmanitost půd, které jsou zařazovány podle svých charakteristik do klasifikačních jednotek. Na našem území je převaha kambizemí (45 % zemědělských půd). Pro zemědělství jsou pak důležité půdní typy jako černozemě, které jsou nejúrodnější, hnědozemě nebo černice. Na území ČR je zemědělsky využíváno přes 53 % rozlohy území (Anon., 2015).

3.2 Degradace půdy

Půda je ohrožena celou řadou procesů, které jsou z větší části vyvolány činností člověka, např. z důvodu intenzifikace zemědělství. Tyto procesy vedou k omezení nebo dokonce až ke zničení schopnosti půdy plnit její základní funkce. Mezi ně lze řadit funkci produkční, hydrologickou, ekologickou, hygienickou, pufráční, transformační, sociální a kulturní (Bičík a kol., 2009)

Půdy v běžných podmínkách ČR a střední Evropy jsou ohroženy několika typy degradace. Mezi základní typy degradace patří vodní a větrná eroze, ztráta organické hmoty, debazifikace a acidifikace, fyzikální degradace (utužení), znečištění a kontaminace. Všechny typy degradace spolu vždy alespoň částečně souvisí. Více dominantní typ degradace podmiňuje vznik dalšího typu a pomalu tak vzniká řetězová reakce, kterou lze později jen velmi obtížně zastavit a půdu pak vrátit do jejího původního stavu (Anon., 2015). Degradace je proces, který snižuje především kvalitu půdy. Jako indikátory kvality jsou používány fyzikální, chemické nebo biologické charakteristiky. V případě hodnocení eroze jsou nejčastěji

popisovány čtyři hlavní funkce: udržení vstupující vody, odolnost k degradaci, usnadnění transferu a absorpce vody, podpora růstu rostlin. Jednotlivé funkce lze hodnotit pomocí indikátorů, např. stupeň infiltrace, stabilita agregátů, textura, pórovitost, vztah vody a živin nebo hloubka prokořenění. (Šarapatka a kol., 2002)

Degradace půd závisí nejen na vnějším okolí, ale také na vnitřních vlastnostech půdy. Tyto vlastnosti tvoří systém, který je schopen reagovat na různé změny z vnějšího prostředí včetně podnětů vyvolaných člověkem. Mezi nejdůležitější environmentální vlastnosti patří stabilita, resistance, resilience, labilita, náchylnost, citlivost a vulnerabilita (Šarapatka a kol., 2002). Poslední zmíněná vlastnost odráží charakteristiky resistance a resilience, neboli jak je půda schopna odolávat změnám a s jakou rychlostí se po narušení dokáže vrátit do původního stavu. Půdy, které jsou nejméně stabilní vůči změnám a které nemají schopnost se vrátit do původního stavu, když stres odezní, jsou nejvíce zranitelné (Šarapatka a kol., 2002).

3.2.1 Eroze

Eroze půdy je proces rozrušování půdy činností vody, větru, ledu apod. Eroze způsobuje odnos půdní hmoty (denudace), její přemístění na jiné místo (transport) a následné uložení (akumulace), které je po té v podobě nánosů či překryvů (Šarapatka a kol., 2002). Jde o přírodní proces, který nelze zcela zastavit, lze jej ale správnými zemědělskými postupy omezit. Podmínky pro výskyt erozních procesů v naší republice jsou specifické. Hlavním důvodem byl přechod na velkovýrobní způsob obhospodařování. Při intenzifikaci zemědělství byl problém eroze velmi podceněn a následky zrychlené eroze ohrožují úrodnost zemědělských půd, především z důvodu změn půdních vlastností (Papiernik et al., 2009). Šarapatka (2014) uvádí, že při odstranění ornice se mohou snížit výnosy o 15- 30 %. Při úplném odstranění humusového horizontu se může výnos snížit až o 75 %.

Eroze a ukládání materiálu na nová místa ovlivňují fyzikální vlastnosti půdy (Stavi and Lal, 2011) zejména pak její strukturu, zrnitostní složení, objemovou hmotnost, vodní kapacitu, pórovitost, infiltrační schopnost. Dochází ale i ke změnám chemických vlastností, hlavně z důvodu ztráty organické hmoty a minerálních živin (Šarapatka, 2014) Vyšší koncentrace organického uhlíku je v akumulačních částech než v částech, kde ještě eroze neprobíhá (Stavi and Lal, 2011). Zádorová et al. (2011) uvádí, že půdní degradace způsobená erozí je významným faktorem při změně půdního pokrvu. Její studie ukázala významnou změnu mezi půdními jednotkami sledované na lokalitě v důsledku zrychlené eroze.

Podle Wischmeiera a Smithe (1978) byla stanovena univerzální rovnice, která popisuje průměrnou dlouhodobou ztrátu půdy způsobenou erozí:

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

<i>G</i>	průměrná ztráta půdy [$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$]
<i>R</i>	faktor erozní účinnosti deště
<i>K</i>	faktor erodovatelnosti půdy
<i>L</i>	faktor délky svahu
<i>S</i>	faktor sklonu svahu
<i>C</i>	faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu
<i>P</i>	faktor účinnosti protierozního opatření

K faktor (faktor erodovatelnosti) popisuje náchylnost půd k erozní destrukci způsobené vodou. Zahrnuje v sobě nejen popis zrnitosti, ale také charakteristiky jako je obsah humusu, kvalita půdní struktury, propustnost půdy. Tento faktor je různý pro jednotlivé půdní typy a druhy. Proto jsou více ohroženy např. půdy těžší nebo luvické v porovnání s půdami lehčími jako jsou kambizemě (Šarapatka a kol., 2002). Stavi a Lal (2011) publikovali, že nejnižší faktor erodovatelnosti byl stanoven v akumulární části svahu naopak nejvyšší faktor byl stanoven v části erodované. Obecně, vyšší erodovatelnost je na zemědělsky využívaných plochách v porovnání s nenarušenými přírodními ekosystémy (Pimentel et al., 1995)

Důležitým faktorem je také délka (*L*) a sklon svahu (*S*). Sklon svahu a zakřivení svahu hrají roli v míře eroze. Pohyb půdy způsobený vodní erozí se zvyšuje se zvyšujícím se sklonem svahu a jeho délkou, míra ztráty půdy je obvykle největší v oblasti prostřední a spodní části svahu. Výsledky erozí (vodní a způsobené orbou) jsou akumulovány v konkávních polohách. (Papiernik et al., 2009). Na území ČR se nachází 43 % orné půdy se sklonem 3–7 °, 9,8 % se sklonem 7–12° a 0,7 % se sklonem větším než 12°. Jedná se o kategorie kategorie půd, které by bylo třeba pokládat za ohrožené a je nutná jejich ochrana (Šarapatka a kol., 2002).

Ochrana půdy před zrychlenou erozí spočívá v komplexu organizačních, agrotechnických a technických opatřeních (Šarapatka a kol., 2002). Mezi organizační opatření patří protierozní rozmístění plodin, pásové hospodaření a komplexní pozemkové úpravy. Agrotechnická opatření jsou např. vrstevnicové obdělávání, protierozní technologie pěstovaných vybraných plodin nebo ochranné obdělávání půdy. K technickým protierozním opatření lze řadit jako terénní úpravy tzv. protierozní meze a terasování (Bičík a kol., 2009).

Na situaci, která se týká degradace půdy způsobené vodní erozí reagují i různá nařízení spojená s dotační politikou. Problematika eroze je zahrnuta ve standardech „Dobrého zemědělského a environmentálního stavu“ nejčastěji jsou tyto standardy označovány zkratkou GAEC - Good Agricultural and Environmental Conditions (Šarapatka, 2014). Standardy jsou definovány členskými státy EU v souvislosti se zachováním dobré kvality půdy, minimální úrovně péče a ochrany vody a hospodaření s ní. Standardy kromě ochrany půdy a vody v sobě zahrnují také ochranu biodiverzity krajiny (Anon., 2015). Standardy jsou povinné pro všechny zemědělce, kteří dostávají dotace. První body těchto standardů se týkají

především ochrany zemědělské půdy proti erozi. Jsou v nich doporučeny i půdoochranné technologie jako např: bezorebné setí (technologie setí do nezpracované půdy), setí do mulče, setí do mělké podmítky, setí do meziplodiny (Šarapatka, 2014). Plnění těchto povinností je ověřována tzv. kontrolovanými požadavky. Jejich formu a způsob kontroly si každý stát EU stanovuje sám, podle svých národních specifik (Anon., 2015).

3.3 Půdní struktura

Půdní struktura je vlastnost, která popisuje uspořádání pevných částic v půdním horizontu, jejich shlukování do agregátů, velikostí, tvarem a distribucí pórů mezi nimi (Šimek, 2005). Rozdělení velikosti půdních agregátů a struktury pórů působí na mnoho půdních funkcí a růst kořenů rostlin (Lipiec et al., 2007). Půdní struktura je tvořena současně při procesu tvorby půdy za působení faktorů fyzikálních (např. vysychání, zvlhčování, mrznutí, tání), chemických (chemické vazby, tvorba agregátů, mineralogická skladba) a biologických (působení kořenů, mikroorganismů) (Bičík a kol., 2009). Podle Diaz-Zorita et al. (2002) má na tvorbu půdní struktury vliv především koheze, organické látky, anorganická cementace a vliv kořenů rostlin a hyf hub. Půdní struktura je spojená nejen se samostatným vývojem půdy, ale také s následným aplikovaným managementem (Lipiec et al., 2007). Obecně existují 3 hlavní procesy, které modifikují půdní strukturu- půdní zpevnění vlivem externího tlaku deště (konsolidace), biofyzikální kořenové aktivity a cykly vlhka a sucha (Cassel, 1983)

Dynamika půdní struktury je ovlivněna i způsobem obdělávání půdy. Při této disagregaci se uplatňují vedle mechanického zpracování půdy i objemové změny při zvlhčování a vysychání, mrznutí vody v pórech a činnost makroedafonu (Šarapatka, 2014). Naopak i půdní struktura jako vlastnost půdy ovlivňuje procesy, které v ní probíhají. Tyto procesy můžeme rozdělit na biologické, chemické a fyzikální viz. Tab 1.

Tab 1 Biologické, chemické a fyzikální procesy, které jsou ovlivněny půdní strukturou (Díaz-Zorita et al., 2002)

Biologické	Chemické	Fyzikální
<ul style="list-style-type: none"> Ochrana mikroorganismy a mesofaunou 	<ul style="list-style-type: none"> Sorpce a desorpce anorganických a organických látek 	<ul style="list-style-type: none"> Vodní a větrná eroze
<ul style="list-style-type: none"> Koloběhy a zásoby živin 	<ul style="list-style-type: none"> Transport rozpuštěných látek 	<ul style="list-style-type: none"> Infiltrace a pohyb vody, aerace
<ul style="list-style-type: none"> Potřeba vody pro klíčení rostlin 		<ul style="list-style-type: none"> Půdní škraloup (crusting)
<ul style="list-style-type: none"> Růst kořenů rostlin 		<ul style="list-style-type: none"> Retence půdní vody, evaporace

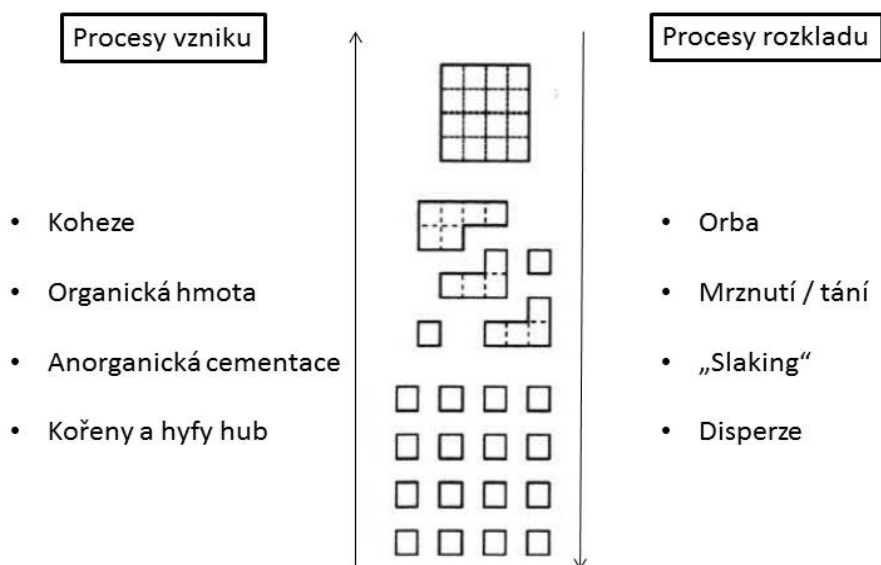
Popis a kvantifikace půdní struktury je velmi důležitá, protože mnoho agronomických a environmentálních procesů s uspořádáním sekundárních půdních jednotek (Díaz-Zorita et al., 2002). Půdní struktura je popisována na základě tvaru a velikosti půdních agregátů. V případě, že agregáty mají všechny tři rozměry přibližně stejné, jedná se o půdní strukturu drobtovitou, polyedrickou nebo zrnitou. Jestliže agregáty mají jeden nebo dva rozměry odlišné, jde o strukturu prismatickou, deskovitou nebo lístkovitou (Šarapatka, 2014). V přírodě se však nemusí nacházet výše uvedené typy půdní struktury, ale i různé jejich modifikace. Platí to i pro typy agregátů. V jednom vybraném horizontu se nemusí nacházet pouze jeden typ agregátů. Z hlediska vyrovnaných poměrů voda/vzduch v půdě se může za optimální půdní strukturu považovat struktura drobtovitá (Šarapatka, 2014). Pevnost vazby agregátů určuje i jejich stabilitu. V případě, že půdní agregáty jsou nestabilní, půdní struktura snadno podléhá negativním vlivům a může dojít k jejímu rozpadu. V tom případě se půda může stát bezstrukturní.

Příznivá půdní struktura a vysoká stabilita půdních agregátů jsou důležitými faktory pro dobrou půdní úrodnost, dobrou pórovitost a nízkou erodovatelnost (Bronick and Lal, 2005). Struktura půdy je variabilní, a proto je také různé riziko k její destrukci, jako je utužení nebo eroze půdy. Ty souvisí především s intenzifikací zemědělství (Ball, 2013). Nevhodné obhospodařování se pak může projevit ve formě tvorby nepropustných škraloupů. Další antropogenní negativní vlivy, které ovlivňují strukturu, jsou odvodnění půdy nebo naopak nadměrná závlaha pozemků (Šarapatka a kol., 2002). Půdní struktura má také vliv na mikrobiální aktivitu a s tím také souvisí produkce skleníkových plynů a jejich výměny v půdě (Ball, 2013).

Rozpad půdní struktury lze považovat za formu degradace půdy. (Šarapatka a kol., 2002). Podle Díaz- Zorita et al. (2002) má na rozpad půdní struktury vliv především orba, tání a zamrzání půdy, nebo disperze půdních částic. Rozpad půdní struktury souvisí s půdní aciditou, nadměrným množstvím draslíku a sodíku v půdě. Rozpad půdní struktury na písčité, prachovité a jílnaté částice zmenší prostor pro vodu a vzduch (Šarapatka a kol., 2002). Podle Muellera et al. (2013) prokázaly těžké půdy chudou strukturu a s tím i špatnou pórovitost. To má následný vliv na růst rostlin. Destrukce půdní struktury může vést ke zhoršení půdních charakteristik, tvorbám nepropustných škraloupů na povrchu půdy, ale i utužení půdy s negativními dopady na zemědělskou techniku, a v neposlední řadě i negativní vliv na výnos plodin (Šarapatka, 2014). Hlavní příčinou rozpadu půdní struktury je antropogenní vliv, např. pěstování monokultur, nevhodné mechanické obdělávání půdy, nedostatečné hnojení organickými hnojivy (Šarapatka a kol., 2002).

Při posuzování půdní struktury se kromě velikosti a tvaru půdních agregátů hodnotí i jejich stabilita (Šarapatka, 2014). Stabilita půdní struktury je také využívána i jako indikátor kvality půdy (Borůvka et al., 2002; Mueller et al., 2013). Přesná stanovení se provádí v laboratoři. Stabilita struktury je měřena jako stabilita půdních fragmentů (agregátů) vystavených

určitému stresu (Díaz-Zorita et al., 2002). Nejčastěji je hodnocena jejich stálost ve vodě (Šimek, 2005). Metody měření stability půdních agregátů napodobují reálný mechanismus jejich rozpadu v přírodě. Nejběžnější metoda je založena na porovnání výsledků prosévání suchou a mokrou cestou po pomalém nasycování vodou a náhlém ovhlcení půdního vzorku.

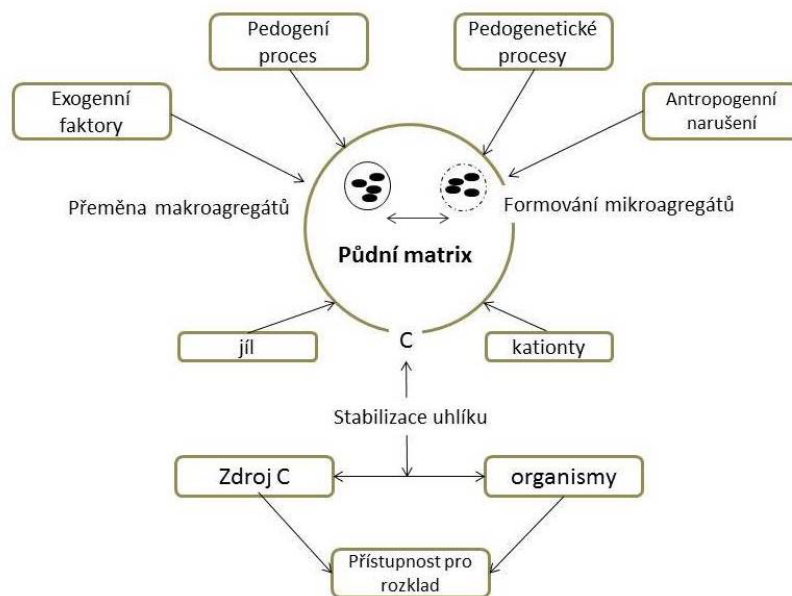


Obr. 1 Schéma vzniku a rozpadu půdních agregátů (Díaz-Zorita, 2002)

3.3.1 Půdní agregáty

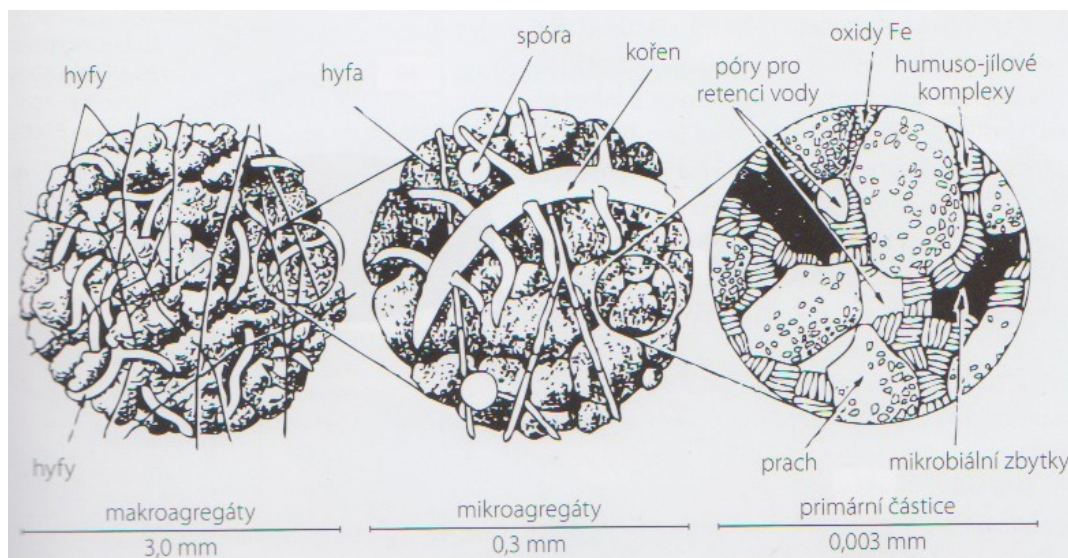
Půdní agregáty jsou sekundární půdní částice, které jsou formovány kombinací minerálních částic s organickými a anorganickými složkami (Bronick and Lal, 2005) a jsou důležité pro formování půdní struktury. Mohou vznikat rozpadem velkých konglomerátů (hrud) nebo spojováním částic při procesu agregace (Bičík a kol, 2009). Proces agregace je výsledkem interakcí mnoha faktorů- půdních vlastností jako je obsah organického uhlíku, mineralogické složení, textura, pedogenetický proces, mikrobiální aktivita, ale také současně vliv životního prostředí nebo způsob obhospodařování (Bronick and Lal, 2005).

Při formování stabilních půdních agregátů je nezbytné spojení s organickou hmotou, silikáty a vápenatými uhličitany (Barral et al., 1998). Důležitý je také obsah obsah krystalických a amorfních forem oxidů kovů (Bronick & Lal, 2005). Jako je např. hliník nebo oxidy železa (Barral et al., 1998).



Obr. 2 Faktory ovlivňující půdní agregaci (Bronick et al., 2005)

Podle velikosti se agregáty mohou dělit na mikroagregáty (< 250 μm) a makroagregáty (> 250 μm). Rozdílné velikostí jsou způsobené rozdílnými půdními vlastnostmi a distribucí uhlíku a dusíku. Mikroagregáty se zpočátku mohou tvořit slepením jílových částic, půdní organické hmoty kationtů. Makroagregáty mohou vznikat prostřednictvím akumulace mikroagregátů nebo okolo částic organické hmoty (Bronick and Lal, 2005). Bylo prokázáno, že prostorové rozmístění mikrohub a půdní mesofauny je spojeno s rozmístěním agregátů (Jastrow and Miller, 1991)



Obr. 3 Typy agregátů v půdě (Dubbin, 2001)

Podle Bronicka a Lala (2005) je agregace brána i jako podstatná vlastnost půdy, která je i primární kontrolou aerace, hydrologických vlastností a nebo jako kontrola zásoby organického uhlíku v půdě (Rawlins et al., 2013). Půdní agregáty hrají podstatnou roli rozhodující o aerobním či anaerobním režimu půdy (Lipiec et al., 2007).

3.3.2 Stabilita půdních agregátů

Jeden z nejdůležitějších indikátorů půdní degradace je stabilita půdních agregátů, která může být definována jako rezistence proti externím destruktivním vlivům. Mezi tyto vlivy patří např. déšť, odtok nebo vítr (Saygin et al., 2012). Měření stability půdních agregátů je důležité, protože dokáže poskytnout obecné informace o půdních podmínkách na určitém místě (Rohošková and Valla, 2004). A je také jedním z klíčových faktorů, které ovlivňují půdní úrodnost a jim podobné environmentalní problémy (Abiven et al., 2009).

Saygin et al. (2002) rozdělil faktory, které ovlivňují stabilitu do dvou skupin: 1) primární půdní charakteristiky neboli interní faktory a 2) externí faktory. Interní faktory mohou být definovány jako půdní parametry, které jsou získány z půdních roztoků při extrakci v destilované vodě např. výměnné kationty (Ca, Mg, Na, K), obsah jílu, obsah CaCO_3 , organická hmota, Fe a Al oxidy.

Mezi důležité půdní vlastnosti, které ovlivňují stabilitu půdních agregátů jsou především textura, mineralogie jílu, obsah kationtů, Al a Fe oxidy a v neposlední řadě půdní organická hmota (Abiven et al., 2009). Ta podle mnoha výzkumů měla na stabilitu agregátů nejvýznamnější vliv. To prokázal nejen Abiven et al. (2009), ale také Barral et al. (1998). Podle něho měl vliv na stabilitu také obsah oxidů železa. Tuto teorii ovšem nepotvrdil Benito et al. (1992). Uvedl, že na stabilitu neměl vliv jak obsah oxidů Fe, tak obsah oxidů Al a ani obsah jílnatých částic. Stabilita agregátů je vlastnost půdy, která může ovlivňovat i jiné půdní vlastnosti v čase (Rawlins et al., 2013).

Mnoho výzkumníků našlo významný vztah mezi mikrobiální biomasou a stabilitou agregátů (Saygin, 2012). Stabilitu může ovlivňovat nejen mikrobiální činnost, ale také žížaly nebo larvy hmyzu, které se v půdě vyvíjejí (Jastrow and Miller, 1991).

Stabilita agregátů je často stanovována na místech, která jsou ohrožena erozí. Zádorová et al. (2011) publikovala, že nejvyšší stabilita agregátů byla stanovena v nenarušené horní části studované plochy (černozem). V základně svahu (koluvizem) byla stanovena stabilita nejmenší, přestože zde byl naměřen vysoký obsah organického uhlíku, který zde byl naakumulován. Nízká stabilita může být způsobena částečnou akumulací oderodovaného (sprašového) materiálu, který se namíchal s organickou hmotou. Obdobné závěry publikoval Stavi a Lal (2011). Ti při svém průzkumu rozdělili svah na tři odlišné části- nezerodovaná, erodovaná a akumulární. Nejvyšší stabilita byla naměřena v neerodované části, naopak nejnižší v části akumulární. Nezerodovaná část také měla nejvyšší obsah organického uhlíku, nejnižší obsah byl nalezen v erodované části (Stavi and Lal, 2011).

Dalším faktorem ovlivňujícím stabilitu agregátů je i způsob obhospodařování a používaná zemědělská technika. Proto používání těžké zemědělské techniky může mít negativní vliv (Zádorová et al., 2011). Během sezón se stabilita agregátů na polích zvyšuje nebo snižuje vlivem aplikací různých zemědělskými postupů, např. orba (Abiven et al., 2009). Orba prováděná ve svrchních částech půdy způsobuje, že na půdní agregáty působí i různé mechanismy rozpadu (Six et al., 2002). Dále pak působí i vliv klimatu nebo množství přidaného rozloženého nebo čerstvého organického materiálu. Stabilita půdních agregátů závisí také na rozvoji kořenového systému. Ve studii Jirků et al. (2013) byla ve všech případech stabilita pozitivně ovlivněna růstem kořenů a s tím spojená i biologická aktivita, negativní vliv měla letní období dešťů. Sušší podmínky v některých půdách měly naopak pozitivní vliv na stabilitu půdních agregátů (Jirků et al., 2013).

Jeden z faktorů, který má vliv na stabilitu agregátů je také místo. Rozdílně stabilní půdy se mohou být nalezeny v různých ekosystémech. Ayoubi (2012) publikoval výsledky svého výzkumu, který byl prováděn právě na takto odlišných lokalitách. Jednalo se o přirozený les, narušený les a obdělávanou půdu. Jejich výsledky ukázaly, že významně snížená stabilita byla naměřena na lokalitách narušený les a obdělávaná půda. Největší podíl makroagregátů byl nalezen v částech lokalit s nejmenším sklonem svahu, který odpovídal i množství organického uhlíku. Největší množství makroagregátů byl určen na lokalitě přirozený les, naopak největší množství mikroagregátů bylo nalezeno na obdělávané půdě. Nejmenší množství organického uhlíku bylo stanoveno v částech lokalit s největším sklonem (30- 50 %), ale v těchto samých částech bylo naměřeno největší množství celkového dusíku. Tyto hodnoty odpovídaly přirovnosti zrychlené eroze půdy. (Ayoubi et al., 2012)

3.3.3 Metody stanovení stability agregátů

Historicky první měření stability půdních agregátů provedl Yoder (1936). Během 20. století bylo popsáno mnoho metod, jak hodnotit stabilitu půdních agregátů. Proto existuje mnoho metod pro měření půdní agregace, buď z pohledu na rozložení velikosti půdních agregátů nebo na jejich stabilitu. Standardní test stability agregátů ve vodě je prosívání přes jedno síto (Kemper a Koch, 1986), které později bylo zdokonaleno o přesívání přes několik sít (Kemper and Rosenau, 1986).

Někteří výzkumníci se snažili získat informace o stabilitě agregátů metodou mokrého prosívání (De Leenheer a De Boodt, 1959, Kemper a Rosenau, 1986, Le Bissonais, 1996), jiní zkoušeli ultrazvukovou disperzi (Edwards and Bremmer, 1967; Grieve, 1980), ponoření agregátů (Emerson, 1967), techniky suchého prosívání (Kemper and Chepil, 1965) a nebo vliv dešťových kapek (Young, 1984). Hlavní předmětem v testech stability je předat spolehlivý popis a klasifikaci chování půdních agregátů pod vlivem vody, větru nebo managementu (Saygin et al., 2012).

Vztah stability agregátů jako vzdáleného indikátoru kvality půdy a fyzikálních, chemických a biologických vlastností je velmi komplikovaný v rámci půdního systému. Existuje zde mnoho metod pro měření stability agregátů a prokázání těchto vztahů (Saygin et al., 2012). Různé metody měření stability agregátů jsou vyjadřovány i v odlišných formách výsledků. Některé jsou zaměřeny na střední vážený průměr velikosti použitých agregátů (vyjádřeny jako MWD), jiné hodnotí množství určité zrnitostní frakce nebo také rychlost rozpadu agregátů. (Le Bissonnais, 1996). Právě z odlišně používaných metod a různých forem výsledků není dodnes zcela přesně definována standardní metoda pro měření stability.

Tab. 2 Charakteristiky vybraných metod na stanovení stability půdních agregátů (Le Bissonnais, 2016)

Typ měření	Forma vzorku	Vyjádření výsledku	Autor
Prosévání za mokra	<ul style="list-style-type: none"> • 3- 5 mm • Celý půdní vzorek • 1 – 2 mm 	<ul style="list-style-type: none"> • MWD • Změny v MWD • % < 250 μm 	<ul style="list-style-type: none"> • Yoder(1936) • De Leenheer a De Boodt (1959) • Kemper a Rosenau (1986)
Dešťové kapky/ déšť	<ul style="list-style-type: none"> • 2- 9 mm • Celý půdní vzorek 	<ul style="list-style-type: none"> • MWD • % < 125 μm 	<ul style="list-style-type: none"> • Young (1984) • Loch (1994)
Ultrazvuková disperze	<ul style="list-style-type: none"> • 4- 5 mm • 4- 5 mm 	<ul style="list-style-type: none"> • Míra disperze • Objem pórů uvnitř agregátů 	<ul style="list-style-type: none"> • Edwards a Bremmer (1967) • Grieve (1980)
Ponoření agregátů	<ul style="list-style-type: none"> • 3- 5 mm 	<ul style="list-style-type: none"> • kvalitativní 	<ul style="list-style-type: none"> • Emerson (1967)
Prosévání za sucha	<ul style="list-style-type: none"> • < 4 mm 	<ul style="list-style-type: none"> • MWD 	<ul style="list-style-type: none"> • Kemper and Chepil (1965)

Prosévání za sucha

Metoda prosévání za sucha byla popsána Kemperem a Chepilem (1965). Na vzduchu vysušené půdní agregáty jsou rozděleny do několika různých velikostních frakcí (>8 mm, 4–8 mm, 2–4 mm, 1–2 mm, 0,5–1 mm, 0,25–0,5, <0,25 mm). Kameny a nečistoty > 2 mm jsou ze vzorku odstraněny. Poté jsou vypočteny střední vážené průměry (MWD) hmotností každé velikostní frakce (Chaney and Swift, 1984). Tato metoda stanovení stability byla použita např. ve studii Cantón et al. (2009).

Ponořování půdních agregátů (Emerson, 1967)

Tento test klasifikuje chování půdních agregátů při jejich ponoření do vody. Hodnocena je především jejich soudržnost. Test lze provést pouze s agregáty, které jsou pro toto stanovení vhodné. To neplatí v případě, že je ve vzorku velké zastoupení frakcí písku nebo šterku. Emerson rozdělil půdy do 7 odlišných skupin podle jejich soudržnosti ve vodě. Jedna

ze skupin se vyznačuje přítomností minerálů bohatých na vápník. Na stanovení je třeba vybrat 3 vysušené půdní agregáty s průměrem 5 – 10 mm. Agregáty se rovnoměrně ponoří do deionizované vody a žádným způsobem se nenarušují. První vyhodnocení se provádí po 2 a 20 hodinách a sleduje se stupeň disperze agregátů. Jestliže nebyla disperze půdních agregátů zaznamenána, vytvoří se z půdního vzorku krychle o velikosti 5 mm a opět se vloží do nádoby s deionizovanou vodou. Po 2 a 20 hodinách se opět sleduje stupeň disperze. Pokud ani v tomto případě disperze nenastala, aplikuje se na půdní vzorek 1M HCl a je sledována přítomnost karbonátů. Jestliže se přítomnost karbonátů nepotvrdí, připraví se suspenze s půdním vzorkem, která se potřepe a sleduje se následná flokulace. Pokud je tento supernatant čistý, sleduje se přítomnost sádrovce ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) aplikací 10% roztoku chloridu barnatého.

Prosévání za mokra podle De Lenheer a De Boodt (1959)

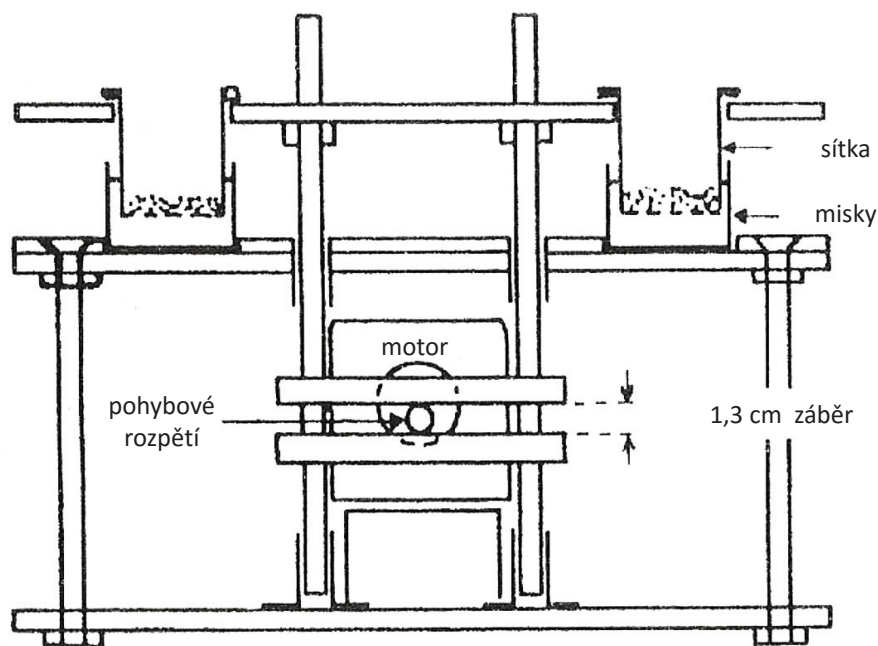
Tato metoda patří mezi klasické metody, při které je použito techniky prosévání za mokra. Při výzkumu (Jozefaciuk and Czachor, 2014) byla použita tato metoda s nepatrnými modifikacemi. Na měření je použita sada sít o velikosti ok 4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,6 mm a 0,2 mm. Na analýzu se použije 5 velkých agregátů, které jsou předem zváženy. Tyto agregáty se poté umístí na horní síto s největší velikostí ok. Po dobu 5 minut jsou síta s agregáty ponořována do nádoby s vodou. Pohyb sít je v rozmezí 5 cm (každá oscilace trvá přibližně po dobu 2 sekund). Materiál, který zůstane zachycen na sítích se kvantitavně přesune a nechá se vysušit při 105°C. Nakonec je vysušený vzorek zvážen. Výsledek je uveden jako střední vážený průměr (MWD) za předpokladu, že průměr, který byl určen na jednom síti odpovídal ve skutečnosti průměru o síto nad ním.

Prosévání za mokra- stabilita agregátů podle Le Bissonnaise (1996)

Velmi často používanou metodou prosívání za mokra je metoda podle Le Bissonnaise (1996). Ten stanovil metodu na měření stability agregátů podle jejich rozdílného mechanismu rozpadu, a to:

- roztržení agregátů vlivem tlaku vzduchu při jejich náhlém ovhčeni
- rozpad agregátů způsobených změnou objemu při změně vlhkosti
- mechanický rozpad způsobený dopadem dešťových kapek
- fyzikálně-chemická disperze při ovlhčování agregátů

Tato metoda určení stability agregátů nám umožňuje sledovat jednotlivé mechanismy rozpadu. Celé měření se provádí ve 3 testech za použití prosívacího aparátu (obr. 5), kdy jsou vzorky ponořovány do destilované vody a následně do ethanolu, aby se zabránilo jejich případné agregaci.



Obr. 4 Prosívací přístroj (Nimmo and Perkins, 2002)

První test popisuje stabilitu agregátů při jejich náhlém ovhčlení. Při tomto testu jsou agregáty roztrženy vlivem tlaku vzduchu uvnitř agregátů. Stejný postup se používá i při stanovení WSA indexu podle Nimmo a Perkinse (2002). Tato metoda je popsána v rámci metodiky této práce (kapitola 4.3.1). Tato shoda je popsána např. u Jakšíka (2015), kde prostorová distribuce WSA indexu se přibližně shodovala s hodnotami prvního testu.

Druhý test nám popisuje stabilitu agregátů, které jsou postupně ovhčovány a vysušovány. K destrukci agregátů dochází vlivem jejich objemových změn a fyzikálně-chemické disperze.

Třetí test popisuje stabilitu agregátů při působení mechanických vlivů, které působí na kohezní síly mezi půdními částicemi tvořící agregáty. Test simuluje dopad dešťových kapek na půdní agregáty.

Výsledky jednotlivých testů jsou vyjádřeny jako střední vážený průměr (MWD). Měření touto metodou lze jednoduše porovnat s metodami měření jiných autorů, např. jako je metoda podle Yodera (1936), který výsledky také vyjádřil pomocí MWD.

Tuto metodu použil ve svých studiích i Valla et al. (2000), který k vyjádření stability půdní struktury zavedl tzv. koeficient vulnerability (K_v). Tento koeficient vyjadřuje míru zmenšení velikosti agregátů ve srovnání s ideálním středním váženým průměrem výchozího vzorku. Optimální hodnota koeficientu by měla být rovna 1. Zvyšující se hodnota koeficientu vulnerability indikuje vyšší zranitelnost půdních agregátů. Hodnotu koeficientu vulnerability lze také snadno přepočítat na střední vážený průměr (MWD) (Valla et al. ,2000).

$$K_v = \frac{IMWD}{FMWD}$$

K_v	koeficient vulnerability
IMWD	počáteční střední vážený průměr
FMWD	konečný střední vážený průměr po disagraci

IMWD je založen ve velikosti počátečních agregátů. Ve studiích Valla et al. (2000), Kodešová et al. (2009) nebo Borůvka (2002) byla použita hodnota 3,5. Při jejich studiích byly na stanovení stability použity agregáty o velikosti 2- 5 mm.

Metodu podle Le Bissonnais (1996) s vyjádřením stability agregátů pomocí koeficientu vulnerability použili ve svých studiích např. Kodešová et al. (2009), Jakšík et al. (2015), Borůvka et al. (2002).

Stanovení stability ultrazvukem

Metody stanovení pomocí ultrazvuku mají výhodu oproti běžným metodám měření stability jako je např. prosévání za mokra. Ultrazvukové stanovení umožňuje přesnou kvantifikaci mechanické energie, která je aplikována na suspenzi půdy. Tento způsob umožňuje řízené opakovatelné experimenty (Fristensky and Grismer, 2009).

Tato metoda je založena na působení energie ultrazvuku na půdní agregáty. Jednu z metodik popsal Fristensky a Grismer (2008). Vzorky jsou během měření vystavovány 10 různým hladinám energie. Tyto hladiny se pohybují mezi 0- 5800 J.g⁻¹. Vzorky jsou měřeny ve dvou opakování s výjimkou nejvyšší energetické hladiny. U té se provádí pouze jedno měření. Na měření jsou agregáty rozděleny do 5 velikostních frakcí (0,45- 2 μm, 2- 20 μm, 20- 250 μm, 250- 1000 μm, 1000- 2000 μm). Po ukončení působení ultrazvuku jsou vzorky analyzovány pomocí laserového analyzátoru (Beckman-Coulter LS-230). Výsledkem je množství agregátů uvedené v procentech z původního vzorku. Výsledky se vztahují ke každé velikostní frakci zvlášť.

Laserová granulometrie

Standardní metoda pro měření stability agregátů je měření jejich stability ve vodě, tato metoda má ale určitá svá omezení. Rawlins et al. (2013) prezentoval jak využít laserovou granulometrii a předejít tak případnému zkreslení výsledků, které může nastat při hodnocení stability agregátů ve vodě. Měření zahrnuje dvě části. Jedno měření je provedeno na základě ponoření půdních agregátů do vody, která cirkuluje mezi nádobou s vodou a laserovým granulometrem. Na toto měření jsou použity agregáty o velikosti 1000- 2000 μm a sleduje se jejich odolnost ve vodě. Druhé měření je provedeno na materiálu, který

byl rozstříštěn pomocí ultrazvuku. Poté se spočítá rozdíl mezi středními váženými průměry těchto dvou velikostních distribucí. Výsledky jsou po té označeny jako „disaggregation reduction“ (DR, μm). Půdy s více stabilními agregáty, které jsou rezistentní proti narušení nebo mechanickému rozpadu hydrodynamickými silami při cirkulaci, mají větší hodnotu DR (Rawlins et al., 2013).

3.4 Charakteristiky ovlivňující stabilitu půdní struktury

3.4.1 Vlastnosti terénu

Topografie je klíčový faktor při formování půdního pokryvu v klimaticky a geologicky homogenních oblastech. To má významný vliv na dobrý rozsah fyzikálních a chemických vlastností půdy (Zádorová et al., 2011). Topografie zahrnuje měření nadmořské výšky. Ta také ovlivňuje zvětrávání půd. To má nepřímý vliv na půdní strukturu (Bronick and Lal, 2005). Tvar terénu popisujeme především, jestli se jedná o tvar konvexní či konkávní. Zakřivení terénu hraje významnou roli na stabilitu půdních agregátů. Konkávní části svahu ukázaly vysokou stabilitu, která mohla být způsobena akumulací čisté organické hmoty. Snižující se stabilita je evidentní na exponovaných částech svahu hlavně kvůli intenzivní ztrátě organického uhlíku a vystavení půdního podloží (Zádorová et al., 2011). Podle Jakšíka (2015) byla nejmenší stabilita naměřena na svazích, které byly velmi ovlivněny půdní erozí. Něvětší stabilita byla naměřena v horních částech svahu a v částech, kde již došlo k sedimentaci oderodovaného materiálu.

Svažitosť ovlivňuje i stupeň vláhý nebo eroze. Z tohoto popisu je možné odvodit, jestli jsou půdy anhydromorfní, semihydromorfní či hydromorfní. Sklon má malý vliv na prostorové rozložení stability půdních agregátů. Statistické analýzy prokázaly závislost stability agregátů a zakřivení (Zádorová et al., 2011). Dalším faktorem může býti expozice terénu ke světovým stranám. Severně orientované svahy mají lepší proces agregace než svahy, které jsou orientované na jih (Bronick and Lal, 2005).

Půdy ve svahu jsou více náchylné k erozi. Hlavně v regionech, kde je intenzivní úhrn srážek. Eroze má tendenci přednostně transportovat lehké částice, včetně jílu a organického materiálu, které jsou potřeba k agregaci. Eroze také může zrychlovat proces mineralizace (Jacinthe et al., 2002).

Prostorová heterogenita stability agregátů blízce souvisí s teréními atributy jako je svažitosť nebo zakřivení. Tyto atributy mají vliv na variabilitu půdních vlastností a ty následně ovlivňují i samotnou stabilitu půdních agregátů (Rhoton and Duiker, 2008). Například ve studii (Jakšík et al., 2015) korelovaly vlastnosti terénu s obsahem organické hmoty, obsahem železa a manganu a magnetickou susceptibilitou. Také korelační koeficienty mezi zakřivením terénu a půdními vlastnostmi ukázaly, že konvexní části byly charakteristické nízkým obsahem organické hmoty, obsahem železa a manganu (naopak vyšší hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce a obsahu karbonátů). Konkávní části měly vyšší obsah organické hmoty, obsah železa a manganu (v tomto případě byly nižší hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce a obsahu karbonátů).

3.4.2 Časová variabilita

Časová variabilita stability půdních agregátů byla již prokázána v několika studiích, např. Chan et al. (1994) nebo Jirků et al. (2013). Ve studii Jirků et al. (2013) bylo za cíl vyhodnotit trendy půdních vlastností na 3 odlišných půdních typech, posoudit sezónní a roční trendy půdních vlastností během čtyřletého pozorování a vyhodnotit vztahy mez sledovanými proměnnými. Podle výsledků stabilita půdních agregátů závisela na fázi růstu kořenového systému, půdním managementu a klimatických podmínkách. Pozitivní vliv měl růst kořenů a biologická aktivita v okolí kořenů. Negativně stabilitu ovlivnilo letní (někdy i jarní) období s velkým úhrnem srážek.

3.4.3 Textura

Zrnitostní složení je jedním z významnějších půdních charakteristik, které ovlivňují i ostatní půdní vlastnosti. Využitelnost je především jako jedna z charakteristik pro posouzení úrodnosti půd, ale také jako kritérium pro hodnocení ekologických vlastností. Zrnitost vyjadřuje velikost a poměrné zastoupení jednotlivých půdních frakcí (Bičík a kol, 2009). Jednotlivé frakce jsou stanovovány na frakci jemnozeme, což jsou půdní částice < 2 mm. Podle zastoupení jsou rozlišovány frakce jílu (< 1 μm , < 2 μm), prachu (1 nebo 2– 50 μm), písku (50– 2000 μm). Částice, které jsou větší než 2 mm jsou už nazývány jako skelet, ten lze rozdělit na hrubý písek (2–4 mm), štěrk (4–30 mm), kameny (< 30 mm) a balvany (> 300 mm). Skeletovitost je ale hodnocena separátně a to podle objemového zastoupení, které se většinou pouze odhaduje (Němeček a kol., 2000). V ČR se nejčastěji používá jednoduchá klasifikace podle Nováka.

Půdy zrnitostně lehké mají obsah jílnatých částic do 20 %. Obvykle mají nižší obsah koloidů, malou soudržnost a vododržnost. Velmi snadno se obdělávají. Mikrobiální činnost je většinou intenzivní a hlavním procesem je mineralizace. Při té dochází k přeměně organických látek na látky minerální. Negativní vlastností je nízký sorpční komplex, kvůli kterému dochází častěji k vyplavení živin. Naopak těžké půdy mají vysoké zastoupení jílových částic (až 45 %). Vyšší obsah jílu zhoršuje fyzikální vlastnosti půd. Půdy jsou soudržné s malou propustností pro vodu a vzduch. Z těchto důvodů je i nízká mikrobiální činnost, proto i proces mineralizace je daleko pomalejší. Tyto půdy bývají také náchylnější k zamokření, proto je u nich běžný výskyt glejových horizontů (Šarapatka, 2014).

Borůvka et al. (2002) publikoval, že jílnaté částice měly významný vliv na snížení zranitelnosti agregátů, tedy zvyšovaly jejich stabilitu. Prachové částice (0,01– 0,05 mm) zvyšovaly zranitelnost agregátů a práškový písek zvyšovaly zranitelnost k mechanickému vlivu.

3.4.4 Půdní organická hmota

Půdní organický uhlík je centrální komponentou v půdní organické hmotě (Kimble et al., 2007). Její obsah je velmi důležitým parametrem, který ovlivňuje úrodnost půdy i funkci půdy v ekosystému (Bičík a kol., 2009; Kimble et al., 2007).

Půdní organickou hmotu tvoří soubor půdních organismů, čerstvé organické hmoty a humusotvorného materiálu a humusu (Šarapatka a kol., 2002). Humusové látky tvoří 60- 80 % půdní organické hmoty. Jsou nejkomplexnějším půdním materiálem, který je i nejrezistentější k mikrobiálnímu rozkladu (Šarapatka, 2014). Podle Šimka (2005) je humus definován jako směs rezistentních amorfních a koloidních vysokomolekulárních organických látek charakteru kyselin, které vznikají mikrobiálním rozkladem a syntézou. Jeho fyzikální a chemické vlastnosti jsou důležité pro půdu a rostliny. Je tvořen huminy, huminovými kyselinami a fulvokyselinami. Kvalita humusu se určuje jako poměr huminových kyselin a fulvokyselin. Ke kvalitativním stanovením můžeme zařadit elementární analýzu, stanovení frakcí humusových látek nebo nedegradační techniky (např. pomocí spektroskopie). Kvantitativní stanovení obsahu organických látek lze provádět několika způsoby- jako ztrátu žiháním, oxidací za sucha nebo oxidací za mokra (Šarapatka, 2014).

Půdní organická hmota hraje klíčovou roli v mnoha půdních vlastnostech. Především má dominantní roli při formování a stabilizaci půdních agregátů jako spojující činitel (Kimble et al., 2007). Půdní organická hmota váže primární částice fyzikálně a chemicky do agregátů, zvyšuje jejich stabilitu a limituje jejich rozpad během ovhčení (Wuddivira et al., 2007). Zvyšující se obsah půdní organické hmoty ovlivňuje strukturu a agregaci. Stabilita půdních agregátů nezávisí však jen na kvantitě, ale také na kvalitě přísunu organické hmoty (Tisdall and Oades, 1982).

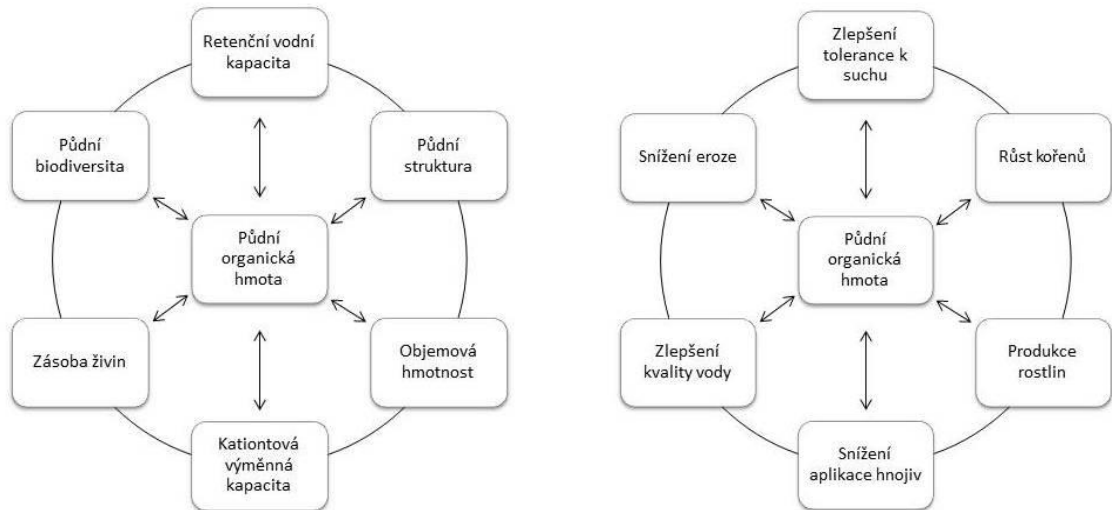
Organická hmota je důležitá pro strukturní stabilitu a má vliv na infiltraci, odolnost k erozi a zpracovatelnost půdy (Šarapatka a kol., 2002).

Má vliv nejen na stabilitu agregátů, ale i naopak velikost agregátů a textura půdy mají významný vliv na celkový obsah organické hmoty v půdě (Mangalassery et al., 2013). Proto také udržení organické hmoty v půdě závisí na chemické struktuře organických složek a na vlastnostech povrchu minerálního základu (Kleber et al., 2004).

Statistické analýzy prokázaly, že stabilita agregátů závisí na obsahu organického uhlíku (Zádorová et al., 2011). Podle Tobiášové (2011) nejvyšší obsah organického uhlíku a dusíku a jejich labilní formy byly nalezeny v menších agregátech. To mohlo být z důvodu jejich dlouhodobého formování. Zatímco větší agregáty vznikaly kratší dobu např. spojováním menších agregátů hřfyami hub.

Organická hmota je nezbytnou součástí půdy, ale neustále dochází k její ztrátě. To způsobuje degradaci půdy v několika směrech- pokles asanační schopnosti půdy, pokles pufrační schopnosti půdy, zvýšení náchylnosti k vodní a větrné erozi, zvýšení obsahu dusičnanů v půdě

nebo pokles produkční schopnosti. Proto je nutno zásobovat půdní prostředí dostatečným množstvím organického materiálu (Šarapatka a kol., 2002). Kvalita organické hmoty je stejně důležitá jako její kvantita. Proto je nutné aplikovat na půdu co nejkvalitnější vyzrálou organickou hmotu (vyzrálé komposty, aplikace humátů). Naopak aplikace nevyzrálé organické hmoty vede k rychlejší mineralizaci živin a k rychlé migraci mobilních složek organické hmoty např. fulvokyselin (Bičík a kol., 2009).



Obr. 5a a 5b Působení organické hmoty v rámci ekosystému, Vztah půdní organické hmoty k jiným půdním vlastnostem (Kimble et al., 2007)

3.4.5 Sesquioxidy

Sesquioxidy mají relativně vysoký obsah v povrchových horninách, především SiO_2 , v půdách se pak vyskytují především oxidy a hydroxidy Fe, Al a Mn. Mnoho oxidů vzniká zvětráváním např. gipsit ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Půdy s vyšším obsahem gipsitu obsahují také oxidy Fe, především ve formě hematitu (Fe_2O_3) nebo goethitu (FeOOH). V kyselých půdách se mohou vyskytovat oxidy Mn nebo Ti (Šimek, 2005).

Oxidy železa jsou nezbytnou složkou půdy, které odrážejí velmi citlivým způsobem půdotvorné podmínky v mikroprostředí. Oxidy železa představují pouze 2–3 % v obsahu minerálů a je obtížná jejich identifikace a kvantifikace běžnými laboratorními technikami. (Jordanova et al., 2010).

Polyvalentní kationty Fe^{3+} a Al^{3+} zlepšují strukturu pomocí kationtových můstků a tvorbou organo-kovových sloučenin. Rozpustnost a mobilnost těchto kovů závisí na pH půdy. Nižší pH umožňuje lepší rozpustnost a mobilitu iontů v půdě. Amorfni Fe^{3+} a organická hmota tvoří dobře stabilní částice v půdách s vysokým obsahem organického uhlíku (Amezketá, 1999). Kationty, jako je Si^{4+} , Fe^{3+} , Al^{3+} a Ca^{2+} stimulují vysrážení sloučenin, které působí jako pojiva pro primární částice (Bronick and Lal, 2005). Jíl s polyvalentními kationty může jednotlivé částice spojovat dohromady do agregátů nebo může agregáty chránit před rozkladnými procesy

(Wuddivira and Camps-Roach, 2007). Přítomnost oxidů železa a hliníku jsou důležité při cementaci půdních částic v půdách, které mají nízký obsah organické hmoty (Six et al., 2002). Při formování stabilních půdních agregátů je nezbytné spojení s organickou hmotou, hliníkem nebo oxidy železa, silikáty a vápenatými uhličitany (Barral et al., 1998).

3.4.6 Karbonáty

V půdě se uhličitany vyskytují ve dvou formách- bezvodé a vodnaté. Jeden z nejčastějších karbonátů je kalcit (CaCO_3). Vzniká především zvětráváním primárních Ca-nerostů. V sedimentech je nejčastěji biogenního původu. Může vznikat i srážením z půdního roztoku, kde může být obohacen o Mg. Dalšími často vyskytujícími se karbonáty v půdách jsou aragonit nebo dolomit. Z vodnatých uhličitanů se v půdách vyskytuje natrit. (Šimek, 2005).

Existuje mnoho mechanismů, které vedou ke vzniku karbonátů v půdách, např. jsou součástí matečné horniny nebo substrátu, Ca pochází z rozpuštěných primárních minerálů, reakce vápníku (z rostlin nebo dešťových kapek) s oxidem uhličitým, srážení z podzemních vod (Bičík a kol., 2009).

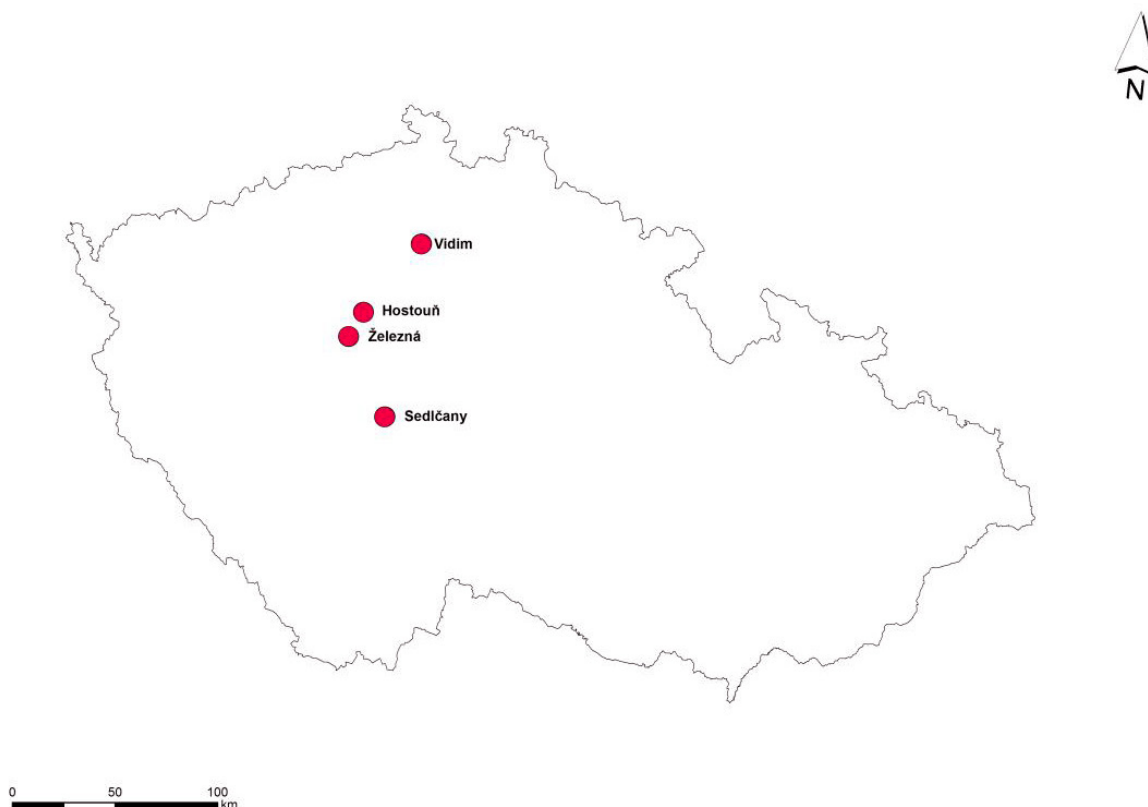
Vliv uhličitanů na strukturu je závislý na obsahu půdního organického uhlíku. Zvýšený obsah půdního organického uhlíku vede ke zvýšené rozpustnosti a přeformování uhličitanů v půdě (Bronick and Lal, 2005).

4 Metodika

Studie byla provedena na 4 morfologicky odlišných lokalitách- Vidim, Sedlčany, Hostouň a Železná. Na těchto lokalitách byly podle vzorkovacích sítí odebrány porušené i neporušené půdní vzorky. Na porušených vzorcích byla stanovena stabilita půdních agregátů. Dále pak byly stanoveny základní půdní vlastnosti, které stabilitu půdních agregátů mohou ovlivňovat. Byly provedeny analýzy na zjištění obsahu organického uhlíku, obsahu Fe a Mn, aktivní a výměnné půdní reakce a zrnitostního složení. Byly vyhodnoceny vzájemné vztahy mezi všemi půdními vlastnostmi, a také vztahy půdních vlastností k charakteristikám terénu.

4.1 Lokality

Pro studii byly vybrány 4 morfologicky členité lokality s různými půdními typy. Všechny lokality jsou zemědělsky využívány jako orná půda. Na Obr. 8 je zobrazena mapa s vybranými lokalitami.



Obr. 6 Mapa s vybranými lokalitami

4.1.1 Vidim

Tato lokalita se nachází 1,5 km jihovýchodně od obce Vidim, která je součástí okresu Mělník. Lokalita se nachází v teplé klimatické oblasti. Pro studii byla vybrána plocha o velikosti 4,5 ha.

Na lokalitě Vidim byla jako půdní typ určena hnědozem modální na spraši. Obecně se půdní typ hnědozem modální vyvíjí ze spraší, prachovic nebo polygenetických hlín, hlavně v rovinatém či mírně zvlněném reliéfu. Jsou na rozhraní udického a ustického hydrického režimu. Obvyklá stratigrafie půdního profilu na orné půdě je Ap- (Ev)- Bt- B/C- C či Ck (Němeček a kol., 2000)

4.1.2 Sedlčany

Území vybrané pro studii se nachází přibližně 2 km severně od Sedlčan. Lokalita se nachází v teplé klimatické oblasti. Studie probíhala po celé rozloze bloku o velikosti 3 ha.

Na této lokalitě byla jako půdní typ určena kambizem modální na krystaliniku. Tyto půdní typy se nejčastěji vyvíjejí ve svažitých podmínkách. Obvyklá stratigrafie půdního profilu u kambizemí využívané k zemědělství je Ap- Bv- IIC. Hlavním znakem tohoto půdního typu je kambický hnědý (braunifikovaný) horizont (Němeček a kol., 2000). Na této lokalitě byla v určitých místech popsána také velká skeletovitost.

4.1.3 Hostouň

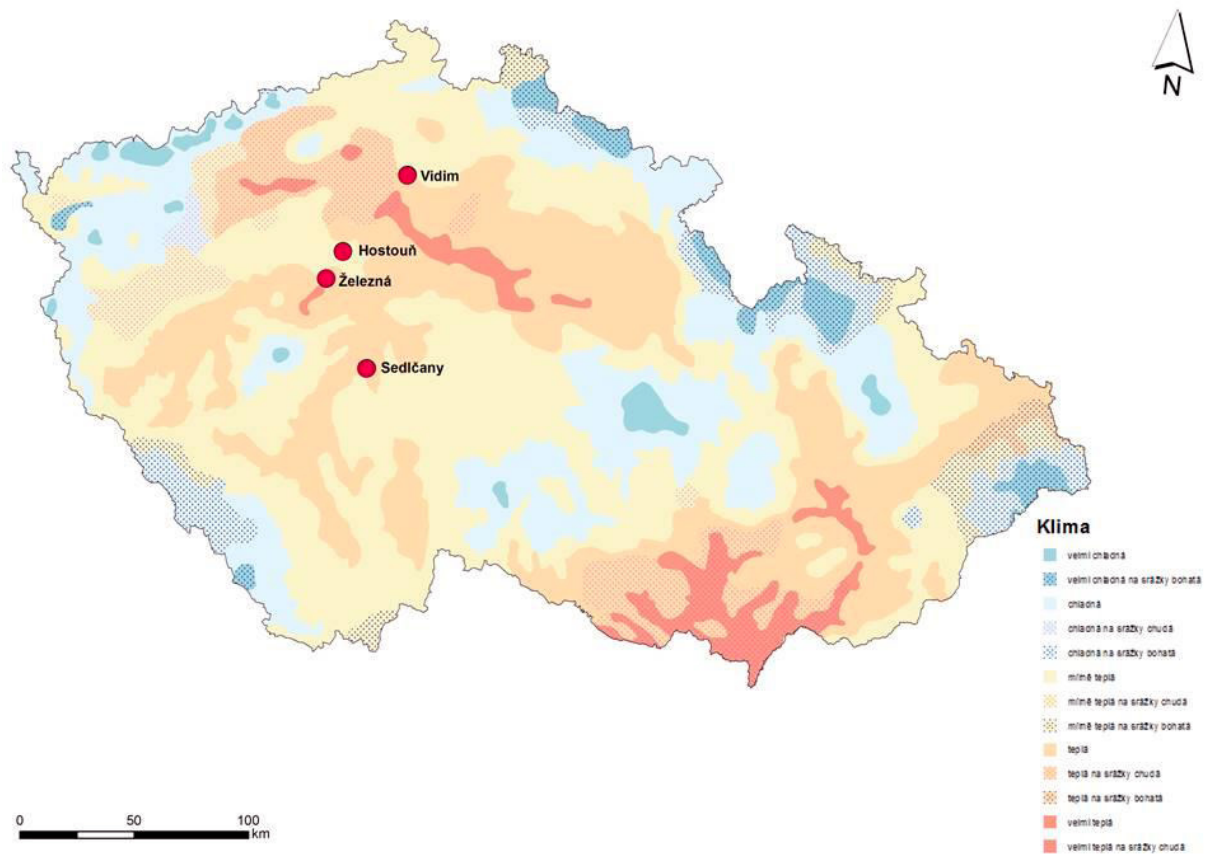
Zájmové území se nachází 2,5 km severozápadně od obce Hostouň, která se spadá do okresu Kladno. Vybraná lokalita se nachází v mírně teplé klimatické oblasti. Studie probíhala na části pozemku, přibližně o rozloze 1,7 ha.

Na lokalitě Hostouň byla jako půdní typ určena pararendzina modální vyvinutá na opuce. Tyto půdní typy (pararendzina modální) obvykle vznikly z rozpadů karbonáto-silikátových zpevněných hornin. Často se vyznačuje především obsahem karbonátů v celém svém profilu. Nejčastější stratigrafie půdního profilu na orné půdě je Ap- Crk- Rk (Němeček a kol., 2000).

4.1.4 Železná

Pozemek vybraný pro průzkum se nachází 1,5 km východně od obce Železná v okresu Beroun. Tato lokalita se nachází v teplé klimatické oblasti. Pro studii byla využita pouze část pozemku o přibližné rozloze 2,2 ha.

Na lokalitě byla jako půdní typ určena kambizem modální vyvinutá na jílnatých břidlicích. Stratigrafie půdního profilu je obdobná jako u lokality Sedlčany (kapitola 4.1.2). Hlavním znakem tohoto půdního typu je opět kambický hnědý (braunifikovaný) horizont (Němeček a kol., 2000).

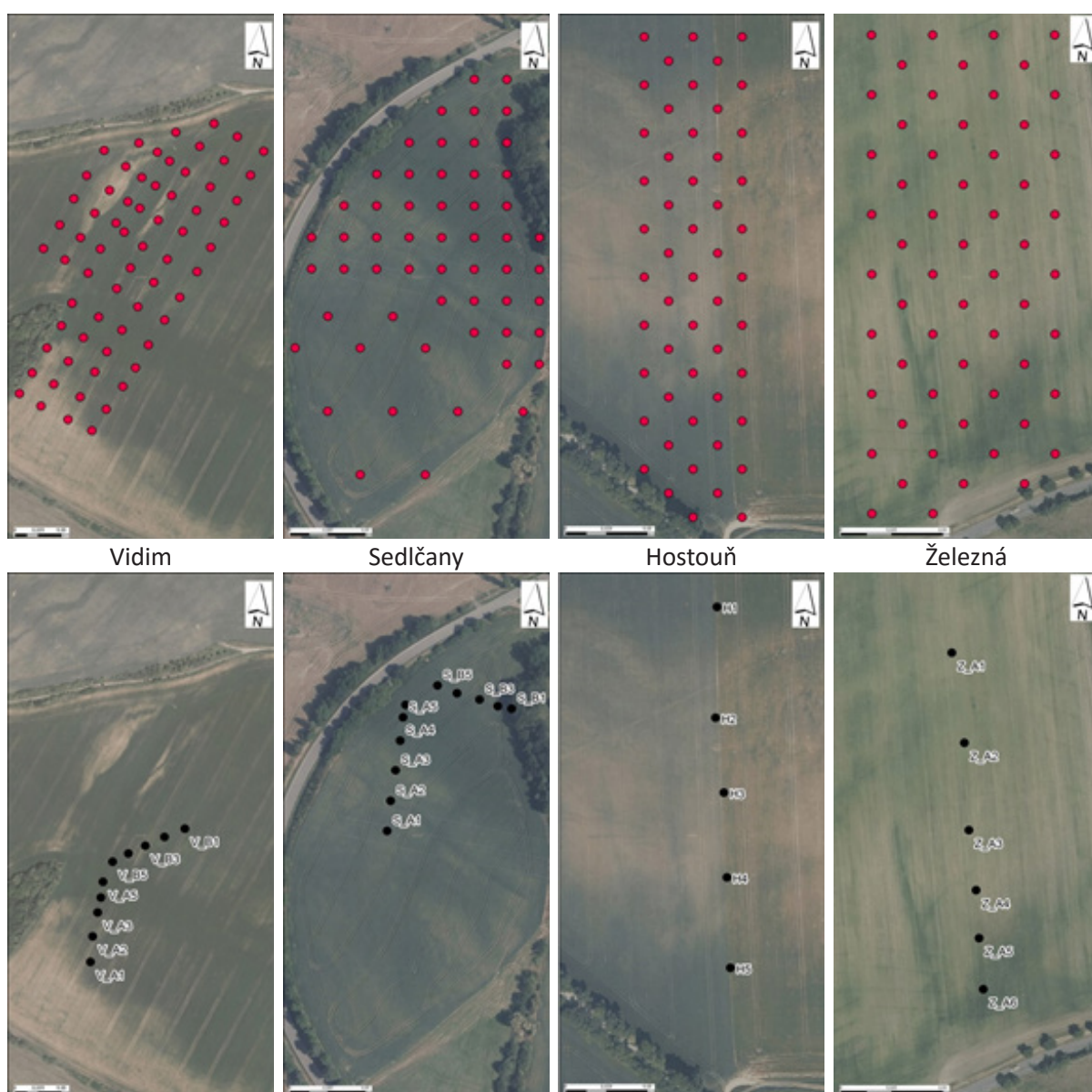


Obr. 7 Mapa s klimatickými oblastmi

4.2 Odběr vzorků

Odběr vzorků na lokalitách probíhal v letech 2012 a 2013. Vždy se jednalo o letní odběry, kdy už na vybrané lokalitě bylo po sklizni pěstovaných plodin. Z předběžných výsledků a podle atributů digitálního modelu terénu byly vytvořeny vzorkovací sítě pro každou lokalitu, ve kterých byly odebrány porušené a neporušené půdní vzorky.

Neporušené půdní vzorky byly odebrány do Kopeckého válečku (100 cm³) a sloužily pro stanovení vlhkostních charakteristik a pórovitosti. Porušené půdní vzorky byly odebrány z povrchové vrstvy půdy (do 20 cm). Tyto odebrané vzorky byly posléze vysušeny na vzduchu. Pro stanovení stability půdních agregátů byla část vysušených vzorků přesáta na sítech o velikosti ok 2-5 mm. Z další části vzorku byla drcením připravena jemnozem pro další laboratorní analýzy jako je např. zrnitostní rozbor, obsah oxidovatelného uhlíku či aktivní nebo výměnná půdní reakce.



Obr. 8 Odběrové sítě a transekty na jednotlivých lokalitách

4.3 Půdní analýzy

Na odebraných vzorcích byla stanovena stabilita půdních agregátů (Nimmo and Perkins, 2002)., zrnitostní složení (ISO 11277), obsah organického uhlíku (C_{org}) (Skjemstad and Baldock in Carter and Gregorich 2007), aktivní (pH_{H₂O}) a výměnná (pH_{KCl}) půdní reakce (ISO 10390, 1994), obsah karbonátů (Looppert and Suarez, Carbonate and gypsum, in: Sparks et al., 1996), obsah železa a manganu (Šamonil et al., 2010; Courchesne and Turmel, 2008).

Autorka této práce stanovila stabilitu agregátů a zrnitostní rozbor u vybraných vzorků. Stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku a stanovení půdních reakcí provedla společně s kolegy z projektu. Výsledky ostatních půdních analýz jí byly poskytnuty už jako vyhodnocené.

4.3.1 Stabilita půdních agregátů – WSA index

Pro stanovení stability půdních agregátů byla použita metoda, kde je stabilita agregátů vyjádřena pomocí WSA indexu. U této metody se hodnotí stabilita agregátů při jejich náhlém ovhlcení. Výhodou této metody je její jednoduchost.

Pro stanovení stability je potřeba navážka 4 g půdního vzorku o velikosti částic 2– 5 mm. Vybrané vzorky jsou vloženy do promývacího přístroje Wet sieving apparatus (Obr. 5). V prvním kroku jsou vzorky promývány v destilované vodě po dobu 3 minut (± 5 sekund). Po dostatečném okapání vzorku jsou promývací misky s destilovanou vodou vyměněny za misky s dispergačním činidlem. Dispergační činidlo je zvoleno podle pH dané půdy. Pro vybrané vzorky byly jako dispergační činidlo použity roztoky hexametrafosforečnanu sodného o koncentraci 2 g.l⁻¹. Ve druhém kroku jsou zbytky půdních agregátů promývány v dispergačním činidle, dokud na sítkách nezbydou částice, které jsou větší než velikost ok sítěk (0,25 mm). Misky se vzorky se posléze suší při teplotě 110 °C. Po vysušení jsou všechny misky zváženy. Zjistí se tak hmotnosti materiálu stabilních a nestabilních agregátů. Hodnoty jsou dosazeny do vztahu pro výpočet stability půdních agregátů vyjádřené jako WSA index, který vyjadřuje poměr hmotnosti ve vodě stabilních agregátů k celkové hmotnosti analyzovaného vzorku bez přítomnosti písku.

(3)

$$WSA = \frac{W_{ds}}{W_{ds} + W_{dw}}$$

WSA index stabilních agregátů ve vodě

W_{ds} hmotnost částic rozplavených v dispergačním činidle

W_{dw} hmotnost částic rozplavených v destilované vodě

Maximální hodnota WSA indexu je 1. Čím je hodnota WSA indexu vyšší, tím jsou agregáty stabilnější ve vodě.

4.3.2 Půdní zrnitost

Navážka vzorku je závislá podle množství jílnatých částic. Pro tuto analýzu se navážky vzorku pohybovaly okolo 50–60 g zeminy. Ke vzorku bylo přidáno 200 ml destilované vody a na každých 10 g zeminy, 10 ml dispergačního činidla. Jako dispergační činidlo byl použit roztok $(\text{NaPO}_3)_6$. Na 1000 ml destilované vody bylo přidáno 35,7 $(\text{NaPO}_3)_6$, případně ještě 7,94 g Na_2CO_3 pro lepší rozpustnost. Vzorek s dispergačním činidlem a destilovanou vodou byl vařen na kahanu nebo varné desce po dobu 1 hodiny. Vzorek byl promícháván, aby nedošlo k jeho připálení na misky a případně došlo k doplnění destilované vody, při jejím velkém odpaření. Vychladlý vzorek byl z misek kvantitativně převeden do sedimentačního válce. A doplněn na 1000 ml vodou. Poté probíhá měření pomocí hustoměru. Po dobu 1 minuty byl vzorek v sedimentačním válci promícháván. Poté vzorek začal sedimentovat a hustoměrem byl měřen v určitých časových intervalech a to po 30 vteřinách, 1, 2, 15, 45, 120 a 300 minutách. Poslední měření bylo provedeno po 24 hodinách. Při měření byla měřena také teplota vzorku kvůli teplotní korelaci. Po ukončení měření byly výsledky vyhodnoceny. Výsledkem těchto měření byl graf se zrnitostní křivkou, která vyjadřuje procentuální zastoupení v jednotlivých zrnitostních kategoriích.

4.3.3 Stanovení obsahu organického uhlíku

Na stanovení množství organického uhlíku je potřeba vzorek jemnozeme o hmotnosti 0,4 g, který je posléze převeden přes síto s oky o velikosti 0,25 mm. Navážený vzorek je přesunut do kádinky od objemu 100–150 ml. Ke vzorku je přidáno 10 ml 0,0667M chrom-sírové směsi. Na chrom-sírovou směs je třeba navážít 19,6148 g $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, který je přidán do 400 ml destilované vody. Za stálého míchání je přidáno 500 ml koncentrované H_2SO_4 . Nakonec je třeba doplnit destilovanou vodou na objem 1000 ml. Kádinka se vzorkem a chrom-sírovou směsí je překryta hodinovým sklíčkem a vložen do sušárny na 45 minut, kde je udržována teplota na 125°C. Po vyjmutí kádinky ze sušárny je třeba opláchnout stěny kádinky a hodinové sklo destilovanou vodou. Při potenciometrickém měření je do kádinky vložena Pt elektroda a objem vzorku doplněn na potřebný objem. Poté se titruje 0,1M $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$. Mohrova sůl je připravena z 39,21 g $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$, která je rozpuštěna v 300 ml destilované vody. Do roztoku je přidáno 20 ml koncentrované H_2SO_4 a následně je doplněno destilovanou vodou na objem 1000 ml. Průběh titrace je sledován na galvanoměru. Při dosažení bodu ekvivalence je výchylka na galvanoměru trvalá a tím je určen konec titrace. Během titrace dochází ke změně barvy, z oranžové na modrozelenou. Při dokončení titrace je na byretě odečtena spotřeba Mohrovy soli. Ke stanovení faktoru Mohrovy soli se titrují 3 slepé vzorky.

Výpočet:

- Faktor Mohrovy soli
 $f = b/a$
b- teoretická spotřeba 0,1M $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$
a- skutečná spotřeba na slepý vzorek
- Obsah oxidovatelného uhlíku
 $\text{Cox} = (12 - 0,3 \cdot S' \cdot f) \cdot 100/N$ [%]
f- faktora Mohrovy soli
S'- spotřeba Mohrovy soli při titraci vzorku
N- navážka vzorku v mg
- Obsah humusu
% humusu = Cox. 1,724
1,724 – Welteho koeficient

4.3.4 Aktivní půdní reakce

Do PE lahvičky o objemu 50 ml bylo naváženo 10 g jemnozeme a přidáno 20 ml destilované vody. Takto připravené vzorky byly umístěny na třepačku na dobu 30 minut. Po vyjmutí z třepačky se vzorek změřil pomocí pH-metru. Každý vzorek byl měřen s jedním opakováním.

4.3.5 Výměnná půdní reakce

Do plastové lahve o objemu 250 ml byl navážen vzorek jemnozeme o hmotnosti 40 g. Následně bylo přidáno 100 ml 1M roztoku chloridu draselného. Takto připravený vzorek byl umístěn do třepačky na dobu 45 minut. Po té se nechal 15 minut odstát. Suspenze byla přelita do kádinky o objemu 100 ml a ihned byla změřena pH-metrem.

4.3.6 Stanovení obsahu karbonátů

Na stanovení obsahu karbonátů byly připraveny vzorky o hmotnosti do 20 g (v případě, že obsah karbonátů je větší než 5 %, je třeba navážku zmenšit). Stanovení se poté provádí pomocí Jankova vápnoměru. Připravený půdní vzorek se umístí do vyvíjecí nádoby vápnoměru. Na vzorek se poté aplikuje ze zásobníku 10% HCl. Při této reakci vzniká CO_2 , který je veden do eudiometrické trubice. Ta je již kalibrovaná na základě objemu CO_2 , který je zjištěn při barometrickém tlaku, a to přímo v % karbonátů.

4.3.7 Stanovení obsahu železa a manganu

Při stanovení obsahu železa a manganu byly použity dvě různé metody stanovení- extrakce kyselým šťavelanem amonným za temna a extrakce dithioničnanu- citrátu.

Hodnoty obsahů železa a manganu jsou měřeny za standardních podmínek pomocí ICP-OES.

Koncentrace extrahovaných prvků je měří při rozdílných vlnových délkách- pro Fe- 238,204 nm, pro Mn- 257,610 nm. Roztoky pro kalibraci byly připraveny z použitého extrakčního roztoku. Pro vypočtení výsledných koncentrací vybraných prvků byly odečteny hodnoty zjištěné ve slepých vzorcích.

Extrakce kyselým šťavelanem amonným za temna

Touto metodou jsou extrahovány amorfni a organické komplexy. Jako extrakční činidlo se používá 0,2 M šťavelan amonný s pH 3 (ve tmě), (0,25: 10). Roztok je připraven ze 700 ml $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,2 M (28,3 g.l⁻¹) a 535ml $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,2 M (25,2 g.l⁻¹). Do PE lahvičky se naváží 1 g suchého prosátého vzorku (<0,2 mm) a přidá 40 ml roztoku šťavelanu amonného. Lahvičky jsou uzavřeny a třepány za temna po dobu 4 hodin při laboratorní teplotě (20 °C). Vzorek je následně přefiltrován a získaný roztok se vhodně naředí (10x). Analýza prvků by měla probíhat následující den.

Extrakce roztokem dithioničnanu- citrátu

Touto metodou jsou stanovovány oxidy v krystalické formě a amorfni a organické komplexy. Extrakčním činidlem je roztok dithioničnanu- citrátu (0,5: 25). K 0,5 g půdy je přidáno 25 ml $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,65 M (200 g.l⁻¹) + 0,4 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$. Do PE lahvičky se naváží 1,00 g suchého přesátého vzorku (<0,2 mm). Následně se ke vzorku půdy přidá 50 ml roztoku citrátu sodného a odměrkou 0,4 g dithioničnanu. Lahvičky jsou uzavřeny a třepány 16 hodin při laboratorní teplotě (20 °C). Vzorek je následně přefiltrován a získaný roztok se vhodně naředí (10x). Analýza prvků by měla probíhat ideálně následující den.

4.3.8 Vyhodnocení výsledků

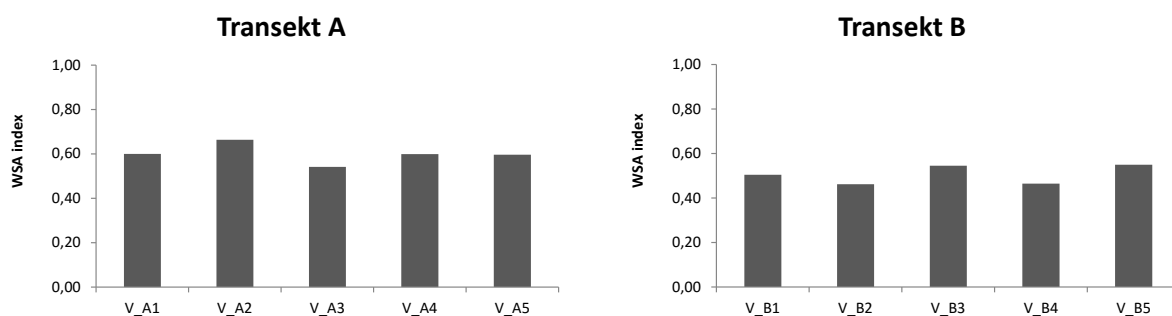
Data s výsledky z analýz byly zpracovány v program Excel (MS Office). V něm také byly vytvořeny grafy, které zobrazují výsledky hodnot v rámci transektů na dané lokalitě nebo vzájemný vztah mezi WSA indexem a vybranou půdní vlastností. Statistické analýzy byly provedeny v programu Statistica 12 (Statsoft, 2013). V tomto případě byly provedeny korelace mezi půdními vlastnostmi a mezi půdními vlastnostmi a vlastnostmi terénu. Při vícenásobné lineární regresi byla závislá proměnná stabilita půdních agregátů (WSA index) a jako nezávislá proměnná byly vybrány ostatní půdní vlastnosti nebo vlastnosti terénu. Mapy s výsledky hodnot jednotlivých půdních vlastností byly vytvořeny v programu ArcMap (ESRI, 2011).

5 Výsledky

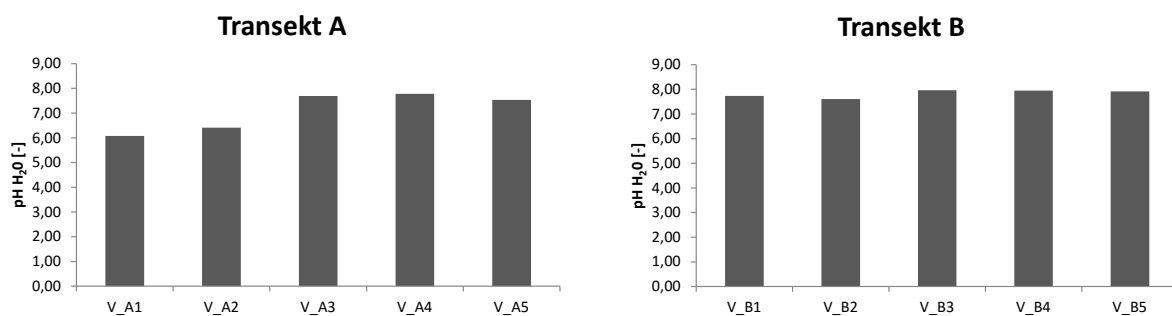
Na každé lokalitě jsou výsledky zobrazeny v několika formách. Hodnoty, které byly naměřeny v rámci transektů, jsou prezentovány v podobě sloupcových grafů (obr. 9- 26, obr. 46-63, obr. 83- 92 a obr. 114- 123). Druhá část výsledků je zobrazena na ortofotomapě nebo na mapě vytvořené z digitálního modelu terénu (obr. 27- 37, obr. 67-74, obr. 93- 104, obr. 124-134). Vzájemné vztahy mezi půdními vlastnostmi a hodnotami WSA indexu jsou zobrazeny v grafech (obr. 38- 45, obr. 75- 82, obr. 105- 113, obr. 135- 142). V rámci statistických analýz byly vytvořeny korelace mezi půdními vlastnostmi a hodnotami WSA indexu (Tab 3, 8, 11, 15) a mezi vlastnostmi terénu a půdními vlastnostmi (Tab 5, 10, 13, 17). Dále byl zjišťován vliv půdních vlastností a vlastností terénu na hodnoty WSA indexu pomocí vícenásobné lineární regrese (Tab 4a,b; 6a,b; 7a,b; 9a,b; 12a,b; 14a,b; 16a,b; 18a,b; 19a,b).

5.1 Vidim

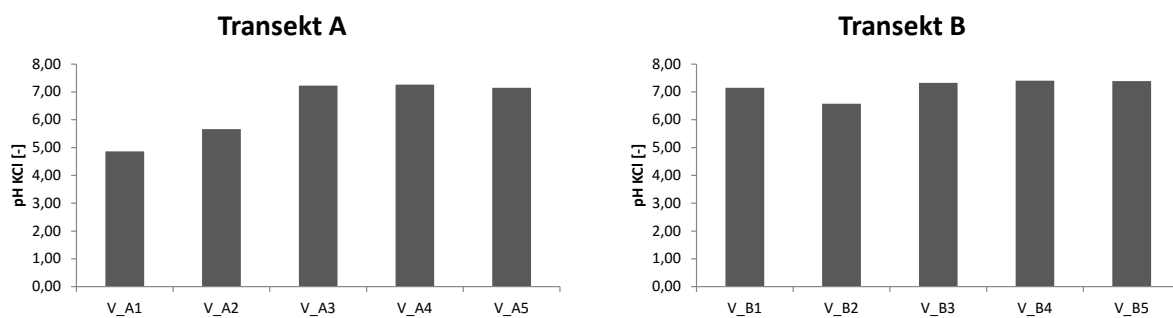
5.1.1 Půdní vlastnosti naměřené v transektech



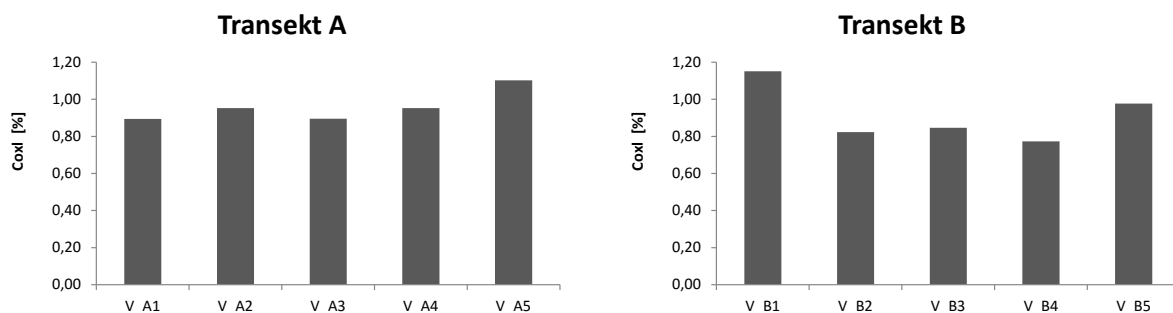
Obr. 9 a 10 Naměřené hodnoty WSA indexu – hnědozem modální na spraši



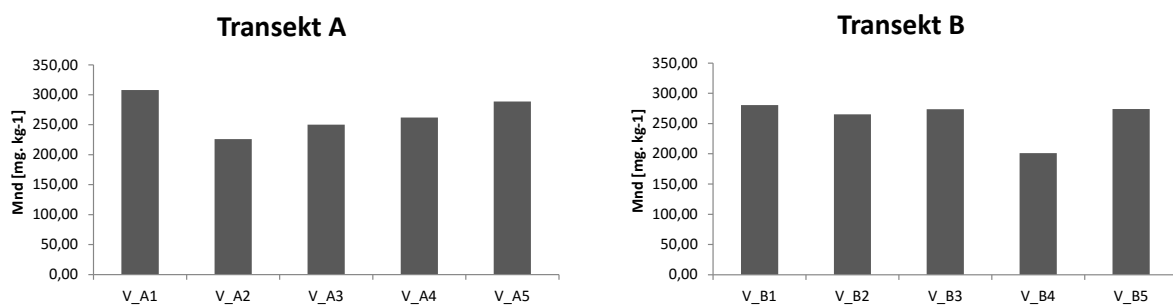
Obr. 11 a 12 Naměřené hodnoty aktivní půdní reakce – hnědozem modální na spraši



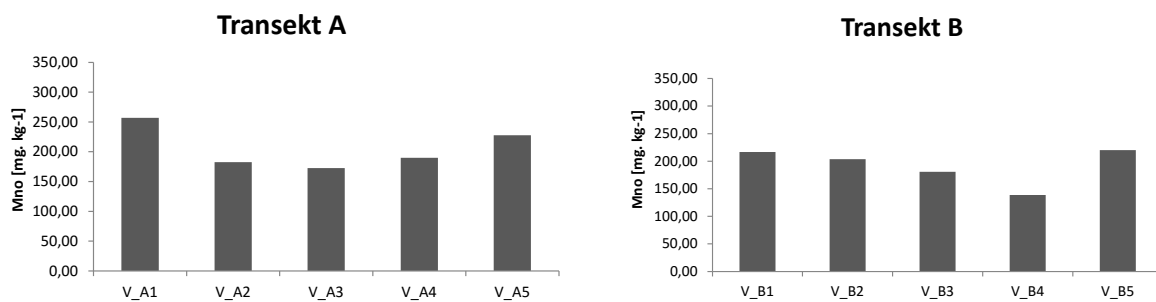
Obr. 13 a 14 Naměřené hodnoty výměnné půdní reakce – hnědozem modální na spraši



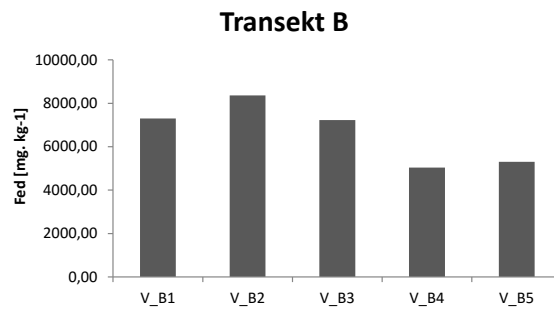
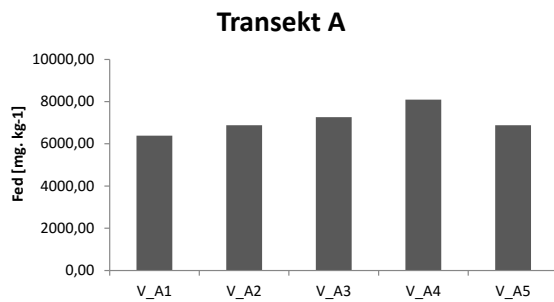
Obr. 15 a 16 Naměřené hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku – hnědozem modální na spraši



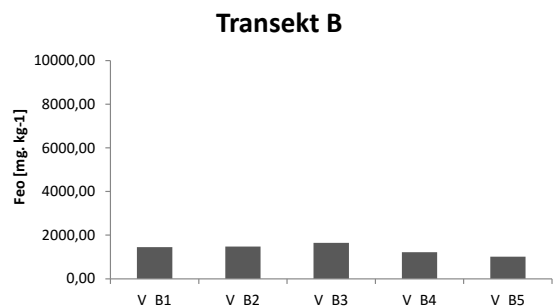
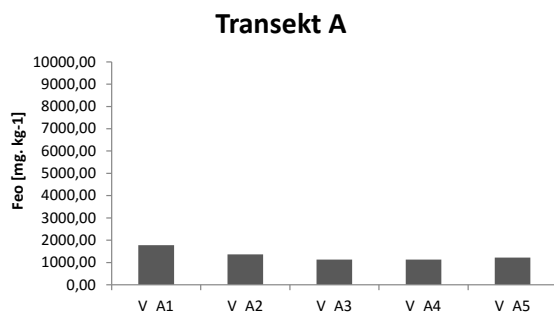
Obr. 17 a 18 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – hnědozem modální na spraši



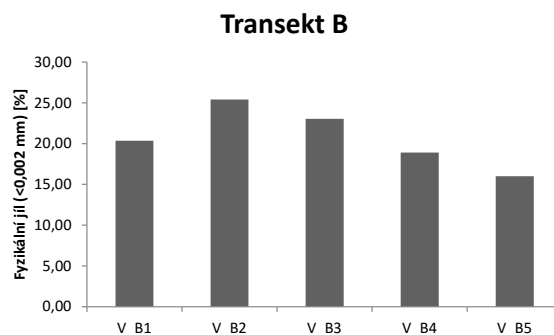
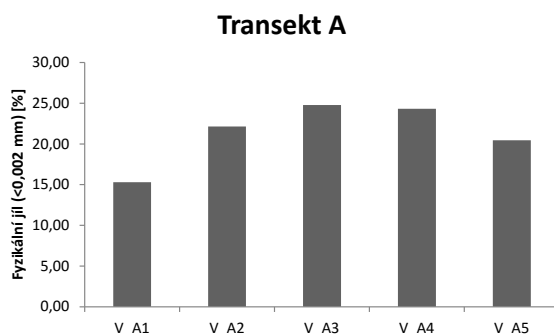
Obr. 19 a 20 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – hnědozem modální na spraši



Obr. 21 a 22 naměřené hodnoty obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – hnědozem modální na spraši

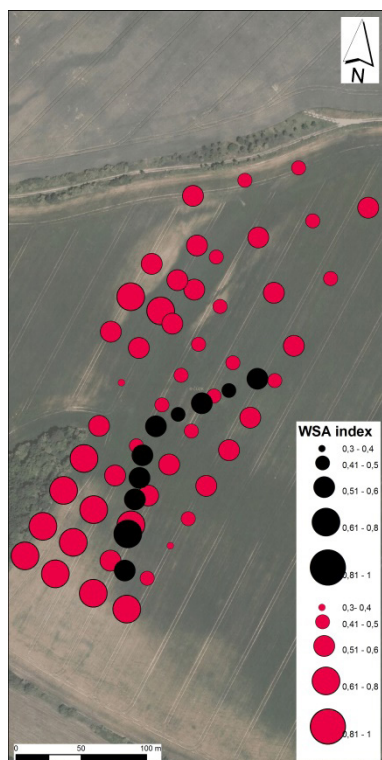


Obr. 23 a 24 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – hnědozem modální na spraši

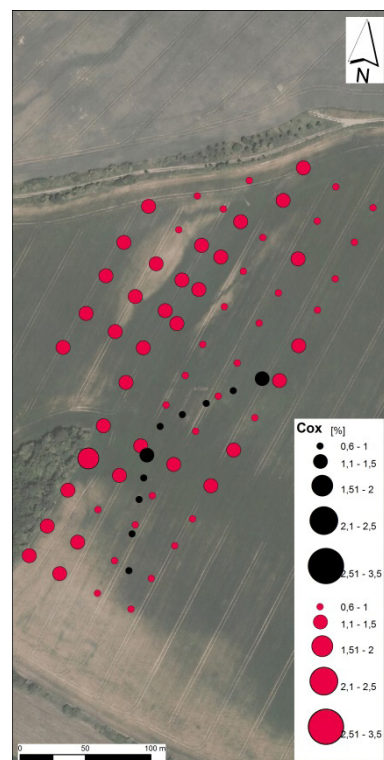


Obr. 25 a 26 Naměřené hodnoty obsahu půdních částic < 0,002 mm – hnědozem modální na spraši

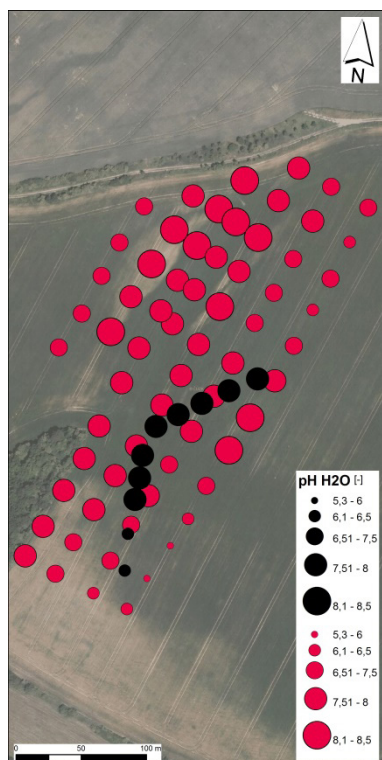
5.1.2 Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz



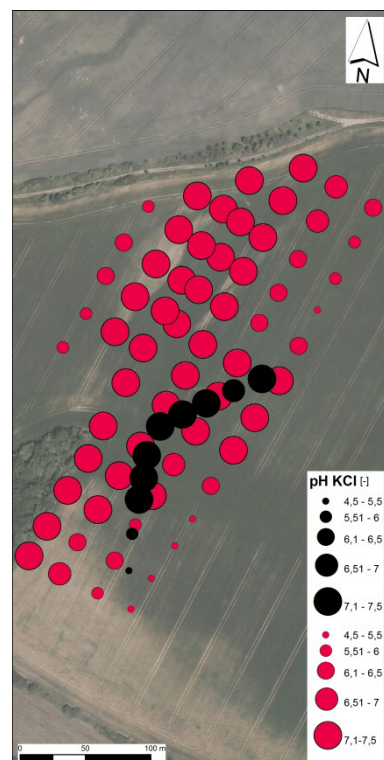
Obr. 27 Mapa s hodnotami WSA indexu – hnědozem modální na spraši



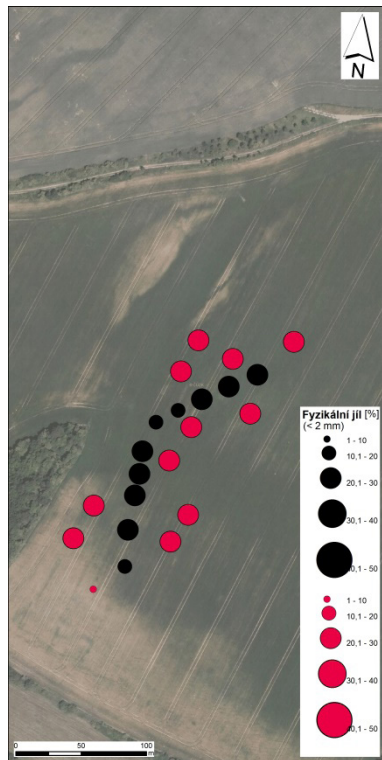
Obr. 28 Mapa s hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – hnědozem modální na spraši



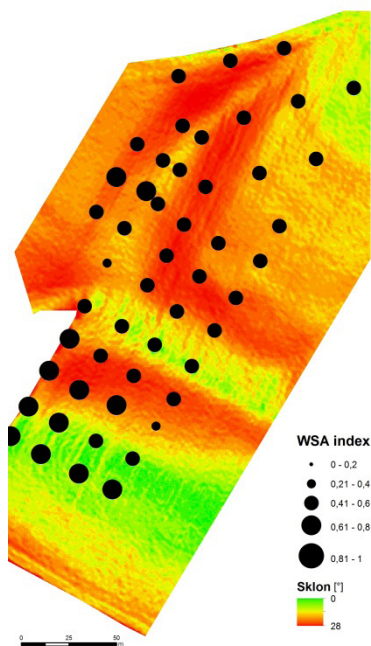
Obr. 29 Mapa s hodnotami aktivní půdní reakce – hnědozem modální na spraši



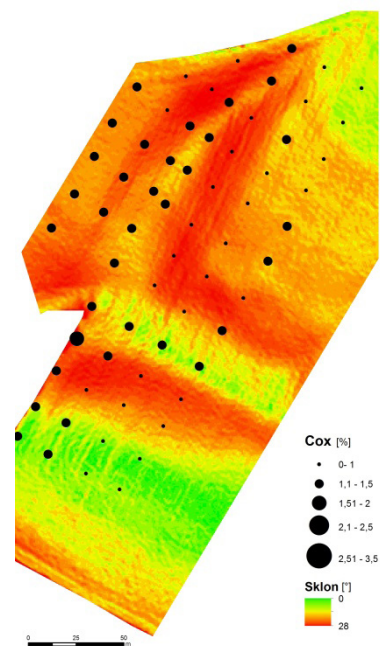
Obr. 30 Mapa s hodnotami výměnné půdní reakce – hnědozem modální na spraši



Obr. 35 Mapa s hodnotami obsahu půdních částic <math>< 0,002 \text{ mm}</math> – hnědozem modální na sraši

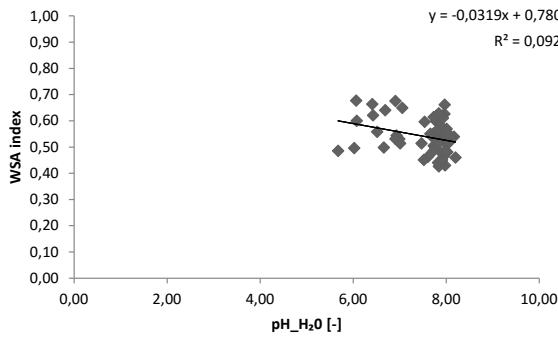


Obr. 36 Mapa sklonu terénu a hodnotami WSA indexu – hnědozem modální na sraši

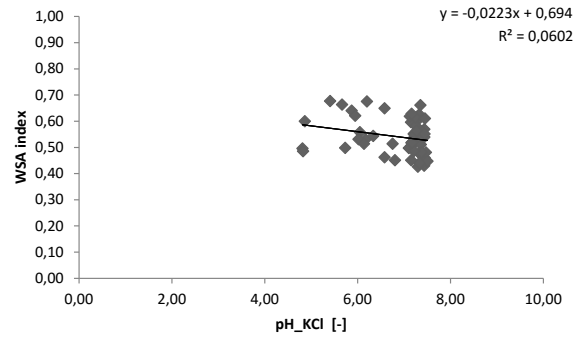


Obr. 37 Mapa sklonu terénu a hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – hnědozem modální na sraši

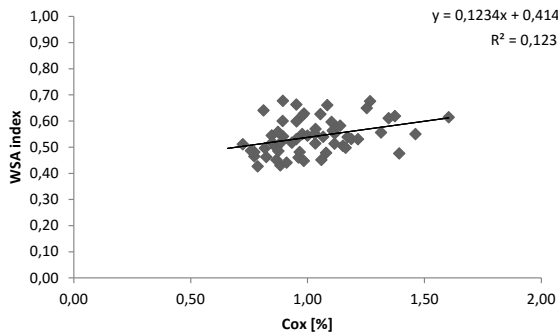
5.1.3 Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi



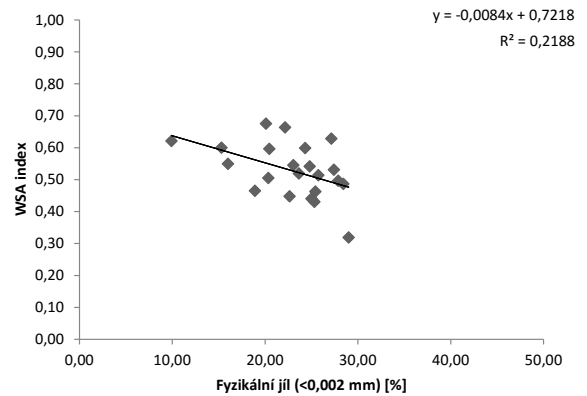
Obr. 38 Vztah mezi WSA indexem a aktivní půdní reakcí – hnědozem modální na spraši



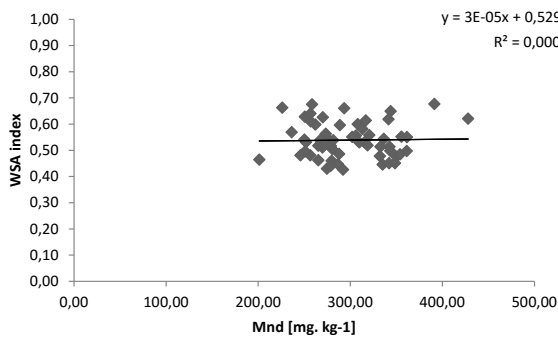
Obr. 39 Vztah mezi WSA indexem a výměnnou půdní reakcí – hnědozem modální na spraši



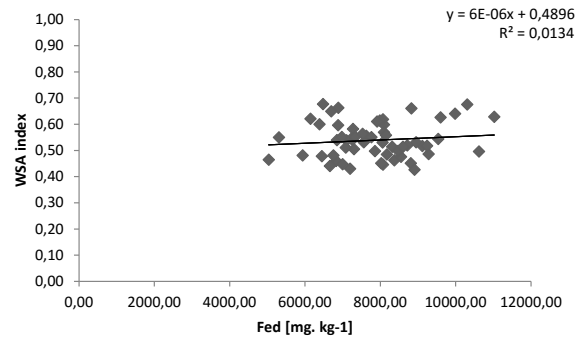
Obr. 40 Vztah mezi WSA indexem a obsahem oxidovatelného uhlíku – hnědozem modální na spraši



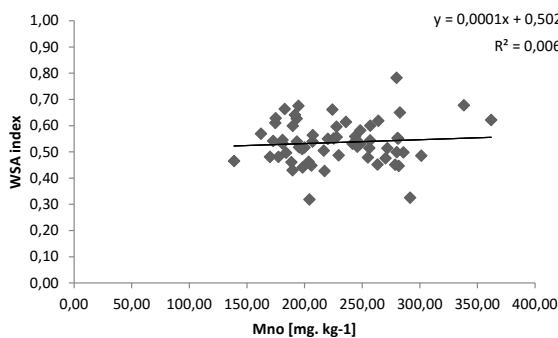
Obr. 41 Vztah mezi WSA indexem a obsahem půdních částic – hnědozem modální na spraši



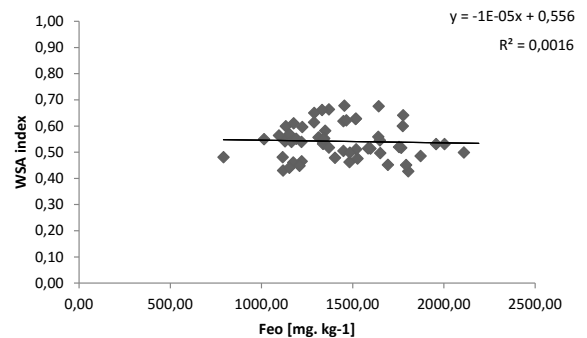
Obr. 42 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – hnědozem modální na spraši



Obr. 43 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – hnědozem modální na spraši



Obr. 44 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahované šťavelanem amonným – hnědozem modální na spraši



Obr. 45 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahované šťavelanem amonným – hnědozem modální na spraši

Tab. 3 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi- hnědozem modální na spraši

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

	pH H2O	pH KCl	Cox	WSA	Mnd	Fed	Mno	Feo
pH H2O	1,0000 p= ---	0,9766 p=0,00	0,1998 p=0,144	-0,3033 p=0,024	-0,3267 p=0,015	-0,1526 p=0,266	-0,4497 p=0,001	-0,5191 p=0,000
pH KCl	0,9766 p=0,00	1,0000 p= ---	0,2500 p=0,066	-0,2411 p=0,076	-0,2825 p=0,037	-0,2245 p=0,099	-0,4053 p=0,002	-0,5937 p=0,000
Cox	0,1998 p=,0144	0,2500 p=0,066	1,0000 p= ---	0,3385 p=0,011	0,2935 p=0,030	0,0607 p=0,660	0,2423 p=0,075	-0,1507 p=0,272
WSA	-0,3033 p=0,024	-0,2411 p=0,076	0,3385 p=0,011	1,0000 p= ---	0,0399 p=0,772	0,1436 p=0,295	0,1158 p=0,400	-0,0406 p=0,769
Mnd	-0,3267 p=0,015	-0,2825 p=0,037	0,2935 p=0,030	0,0399 p=0,772	1,0000 p= ---	-0,0525 p=0,703	0,9770 p=0,00	0,3717 p=0,005
Fed	-0,1526 p=0,266	-0,2245 p=0,099	0,0607 p=0,660	0,1436 p=0,295	-0,0525 p=0,703	1,0000 p= ---	-0,0792 p=0,565	0,5436 p=0,000
Mno	-0,4497 p=0,001	-0,4053 p=0,002	0,2423 p=0,075	0,1158 p=0,400	0,9770 p=0,00	-0,0792 p=0,565	1,0000 p= ---	0,4048 p=0,002
Feo	-0,5191 p=0,000	-0,5937 p=0,000	-0,1507 p=0,272	-0,0406 p=0,769	0,3717 p=0,005	0,5436 p=0,000	0,4048 p=0,002	1,0000 p= ---

Tab. 4a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- hnědozem modální na spraši

N=57	b*	sm.chyb z b*	b	sm.chyba z b	t(10)	p-hodnota
Abs.člen			0,627667	0,078236	8,02278	0,000000
Cox	0,47745	0,122867	0,167819	0,043186	3,88593	0,000285
Mnd	-2,05853	0,549217	-0,003135	0,000836	-3,74812	0,000442
Mno	2,01178	0,540636	0,002980	0,000801	3,72114	0,000481

Tab. 4b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,554760
Vícenásobné R ²	0,307759
Upravené R ²	0,268576
F (7,52)	7,854311
p	0,000199
Směrodatná chyba odhadu	0,057218

Na lokalitě Vidim byly nejvyšší hodnoty WSA indexu naměřeny v bodech transektu A a v konvexní části plochy nad transektem A. V konkávních částech vybraného území byla stabilita agregátů vždy nízká. V případě obou transektů odpovídal trend stability agregátů s obsahem organické hmoty, avšak toto tvrzení nevyšlo jako statisticky průkazné. Tento

trend odpovídal i s množstvím organické hmoty, kde v konvexních částech byly hodnoty vyšší, naopak v konkávních částech menších. Nízké hodnoty množství organické hmoty jsou v částech s větší sklonitostí terénu. Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce byly na sledovaném území relativně podobné. Nižší hodnoty pH bylo možné sledovat v části u začátku u transektu A. Obsah manganu a železa extrahované dithioničnanem- citrátů byl nižší v akumulární části. Naopak nízké hodnoty manganu extrahovaného šťavelanem amonným byly nalezeny i v konkávní části v oblasti transektu A. Obsah pdůních částic < 0,002 mm byl v transektu A mírně zvýšený ve směru transektu. To by odpovídalo akumulární části, kde se hromadil oderodovaný materiál. U transektu B byl obsah pdůních částic menší ve směru transektu.

Vzájemné vztahy pdůních vlastností byly zjištěny pomocí korelace. Z výsledků této statistické analýzy byla prokázána ke stabilitě pdůních agregátů pozitivní korelace v případě organického uhlíku a negativní korelace s aktivní pdůvní reakcí. Pozitivní korelace byly nalezeny mezi aktivní a výměnnou pdůvní reakcí, obsahem organické hmoty a obsahem manganu extrahovaným dithioničnanem- citrátů, obsahem manganu a obsahem železa. Z výsledků vícenásobné lineární regrese bylo prokázáno ovlivnění stability agregátů obsahem organické hmoty, obsahem manganu ve všech jeho formách. U těchto vlastností byla nalezena střední závislost. Stabilita může být těmito vlastnostmi ovlivněna ze 30 %. Vytvořený statistický model nebyl prokázán jako statisticky významný.

Tab.5 Korelace mezi jednotlivými pdůvními vlastnostmi a vlastnostmi terénu- hnědozem modální na spraši
Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

N=44	slope	aspect	plan curv.	profile curv.
pH H ₂ O	0,5890 p=0,000	-0,1205 p=0,436	-0,0165 p=0,915	0,0742 p=0,632
pH KCl	0,5418 p=0,000	-0,0794 p=0,608	0,0019 p=0,990	0,0414 p=0,790
Cox	-0,2047 p=0,183	-0,0781 p=0,614	-0,3640 p=0,015	-0,1073 p=0,488
WSA	-0,3133 p=0,038	-0,2090 p=0,173	0,0951 p=0,539	-0,0126 p=0,935
Mnd	-0,6312 p=0,000	0,3601 p=0,016	-0,1577 p=0,307	-0,0250 p=0,872
Fed	-0,0351 p=0,821	-0,1644 p=0,286	0,0853 p=0,582	0,1532 p=0,321
Mno	-0,6914 p=0,000	0,3488 p=0,020	-0,1515 p=0,326	-0,0438 p=0,778
Feo	-0,3291 p=0,029	0,1639 p=0,288	-0,0316 p=0,839	0,1074 p=0,488

Tab. 6a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, s úpravami nezávislých proměnných- hnědozem modální na spraši

N=50	b*	Sm. chyba z b*	b	Sm. chyba z b	t (44)	p-hodn.
Abs. Člen			0,605787	0,028448	21,29469	0,000000
slope	-0,367642	0,134229	-0,866771	0,316465	-2,73891	0,008625

Tab. 6b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,367642
Vícenásobné R2	0,135161
Upravené R2	0,117143
F (7,52)	7,501649
p	0,008625
Směrodatná chyba odhadu	0,081061

Pro vyhodnocení vlivu terénu na stabilitu půdních agregátů byly použity statistické analýzy- korelace a vícenásobné lineární regrese. Pozitivní korelace byla prokázána mezi oběma půdními reakcemi a sklonem terénu, polohou svahu a obsahem manganu ve všech jeho formách. Negativní korelace byla nalezena mezi sklonem terénu a stabilitou agregátů, obsahem manganu ve všech jeho formách a obsahem železa v amorfních formách. Negativně spolu korelovalo horizontální zakřivení a obsah organické hmoty. Z vícenásobné lineární regrese byl prokázán vliv sklonu terénu na stabilitu půdních agregátů. Byla prokázána střední závislost. Stabilita mohla být vlastnostmi terénu ovlivněna ze 13 %. Tento vytvořený model byl prokázán jako statisticky významný.

Tab. 7a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- hnědozem modální na spraši

N=47	b*	sm.chyb z b*	b	sm.chyba z b	t(10)	p-hodnota
Abs.člen			0,794114	0,105708	7,51233	0,000000
Cox	0,63785	0,128675	0,218416	0,044062	4,95707	0,000013
Mnd	-2,51004	0,737236	-0,003965	0,001165	-3,40467	0,001493
Mno	2,26390	0,784951	0,003377	0,001171	2,88413	0,006228
slope	-0,36648	0,176317	-0,677600	0,325999	-2,07854	0,043959
plan curv.	0,33708	0,119754	4,659350	1,655317	2,81478	0,007466

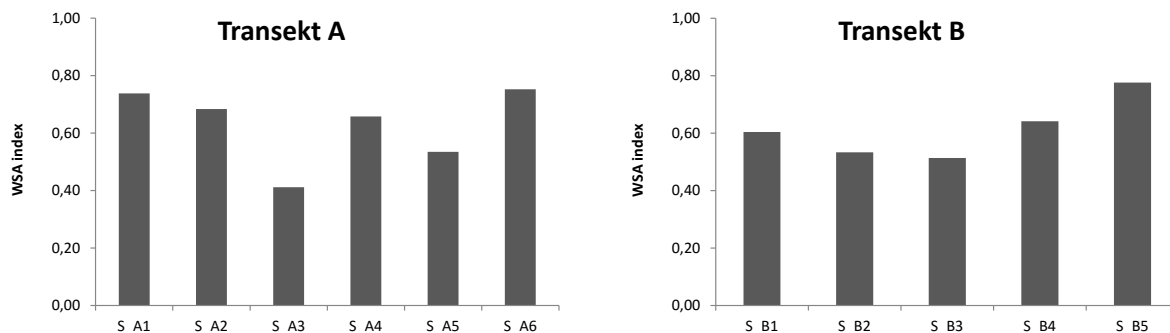
Tab. 7b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,715648
Vícenásobné R ²	0,512152
Upravené R ²	0,452658
F (7,52)	8,608500
p	1,22E-05
Směrodatná chyba odhadu	0,050241

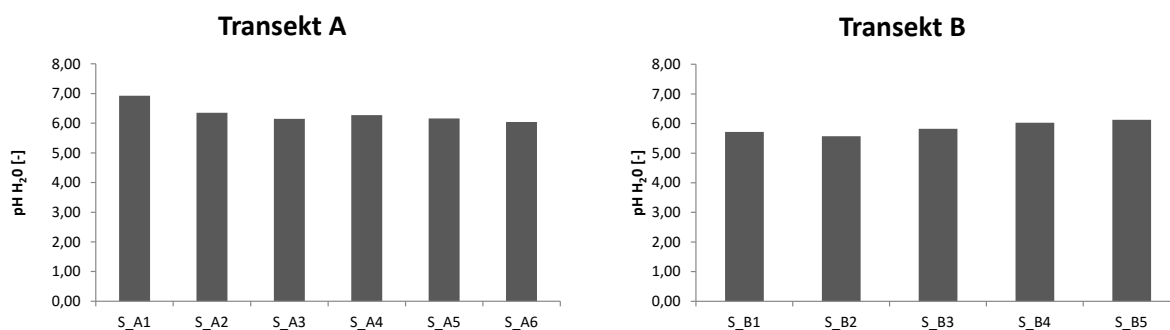
Z vícenásobné lineární regrese, kde byl pozorován vliv současně vybraných půdních vlastností a vlastností terénu vyplývá, že na WSA index mohl mít vliv obsah organické hmoty, obsah manganu ve všech jeho formách, sklon terénu a horizontální zakřivení terénu. Tyto vlastnosti mohly WSA index ovlivnit z 51 %. Tato závislost byla vyhodnocena jako silná. Avšak tento model není statisticky průkazný.

5.2 Sedlčany

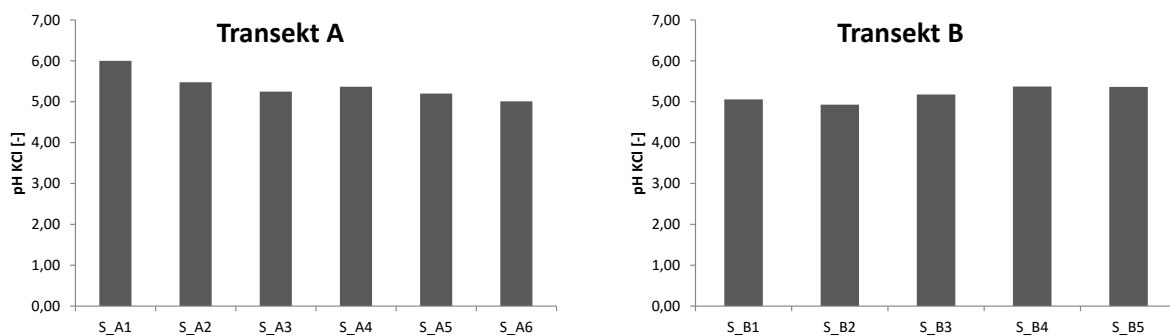
5.2.1 Půdní vlastnosti naměřené v transektech



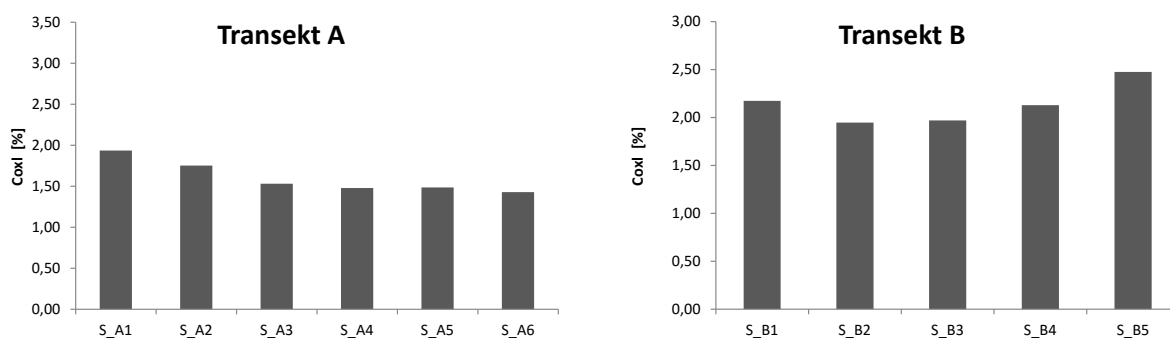
Obr. 46 a 47 Hodnoty WSA indexu – kambizem modální na krystaliniku



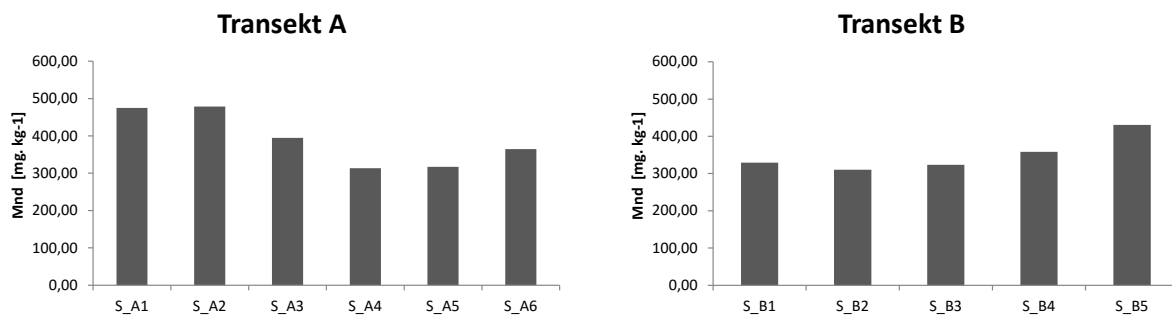
Obr. 48 a 49 Naměřené hodnoty aktivní půdní reakce – kambizem modální na krystaliniku



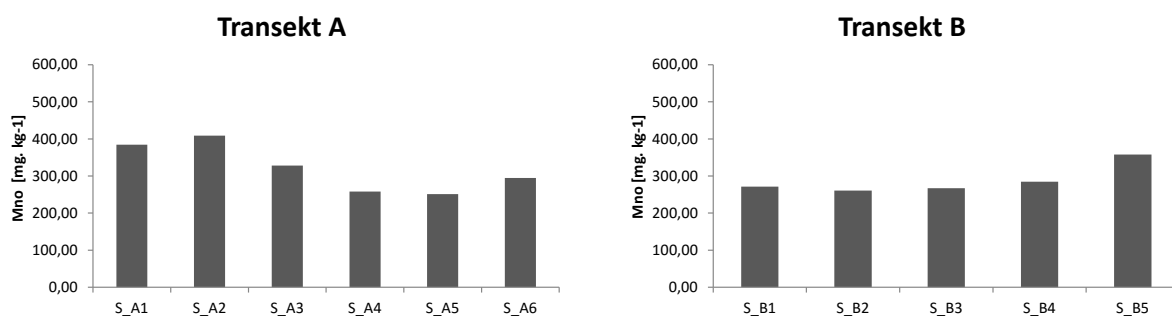
Obr. 50 a 51 Naměřené hodnoty výměnné půdní reakce – kambizem modální na krystaliniku



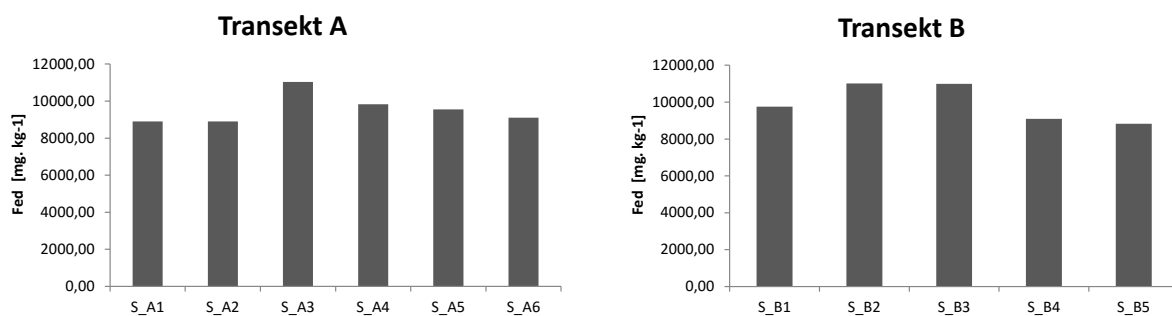
Obr. 52 a 53 Naměřené hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku – kambizem modální na krystaliniku



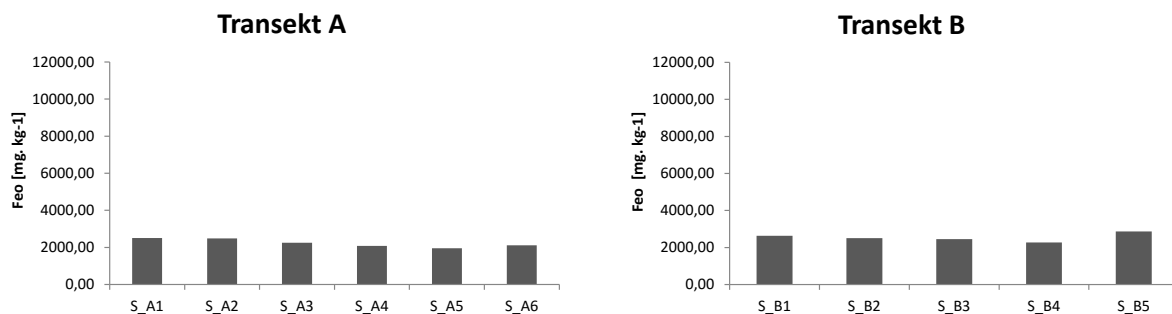
Obr. 54 a 55 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – kambizem modální na krystaliniku



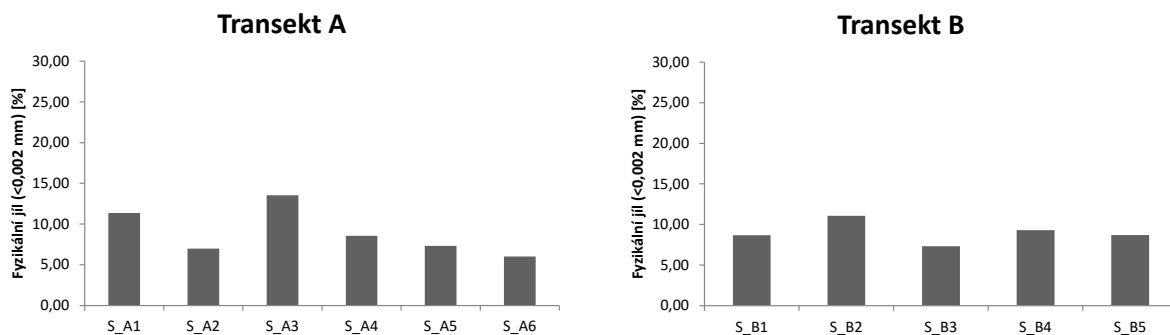
Obr. 56 a 57 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 58 a 59 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 60 a 61 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 62 a 63 Naměřené hodnoty obsahu půdních částic <math><0,002\text{ mm}</math> – kambizem modální na krystaliniku

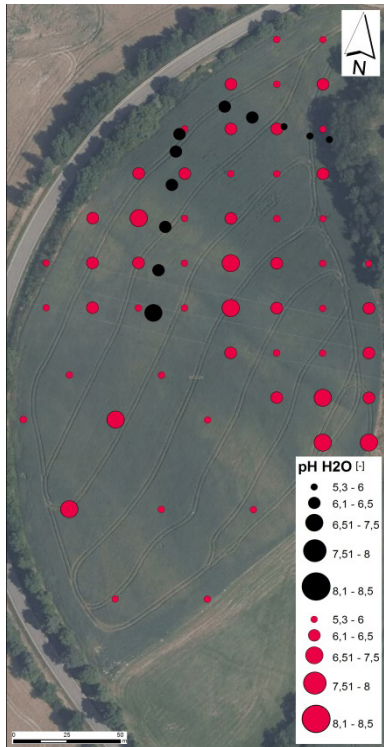
5.2.2 Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz



Obr. 64 Mapa s hodnotami WSA indexu – kambizem modální na krystaliniku



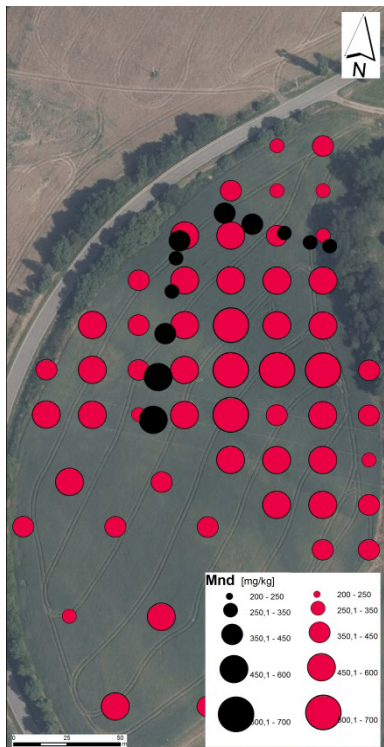
Obr. 65 Mapa s hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – kambizem modální na krystaliniku



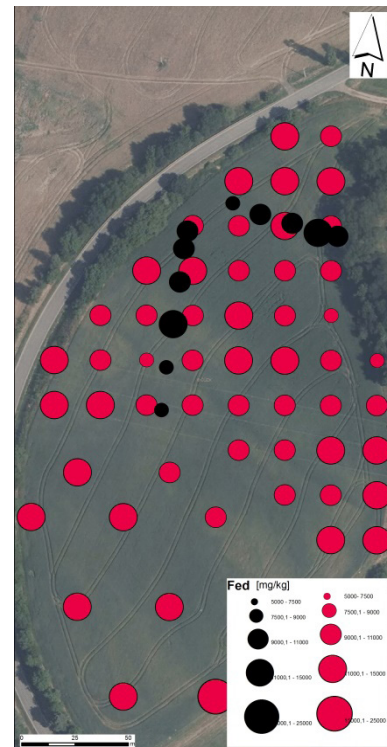
Obr. 66 Mapa s hodnotami aktivní půdní reakce – kambizem modální na krystaliniku



Obr.67 Mapa s hodnotami výměnné půdní reakce – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 68 Mapa s hodnotami obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 69 Mapa s hodnotami obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – kambizem modální na krystaliniku



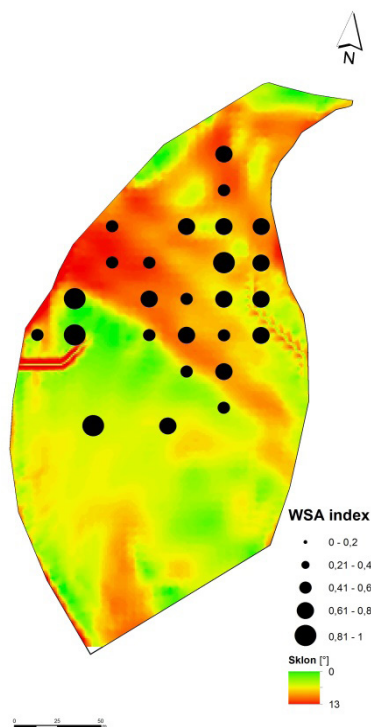
Obr. 70 Mapa s hodnotami obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – kambizem modální na krystaliniku



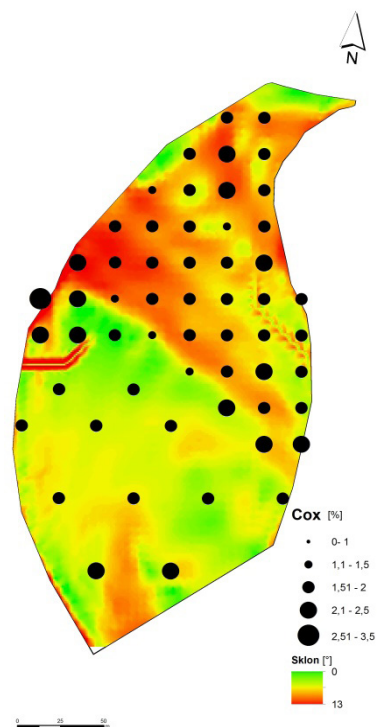
Obr. 71 Mapa s hodnotami obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 72 Mapa s hodnotami obsahu půdních částic $< 0,002 \text{ mm}$ – kambizem modální na krystaliniku

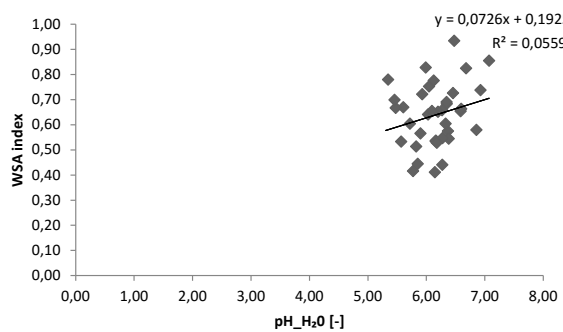


Obr. 73 Mapa sklonu terénu a hodnotami WSA indexu – kambizem modální na krystaliniku

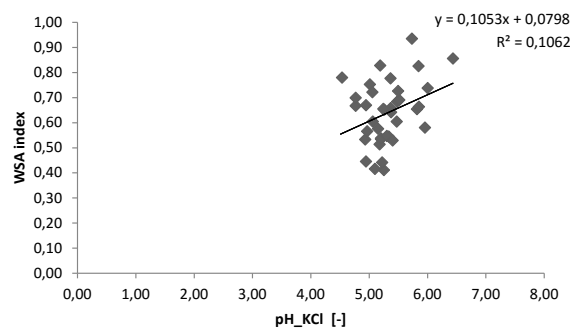


Obr. 74 Mapa sklonu terénu a hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – kambizem modální na krystaliniku

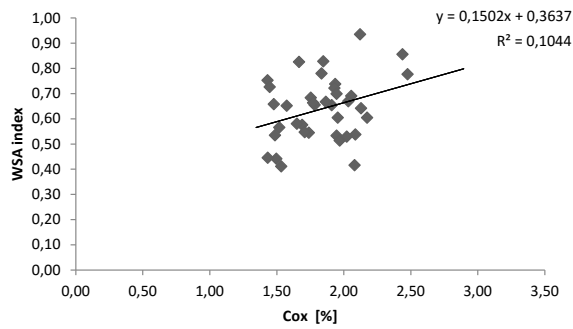
5.2.3 Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi



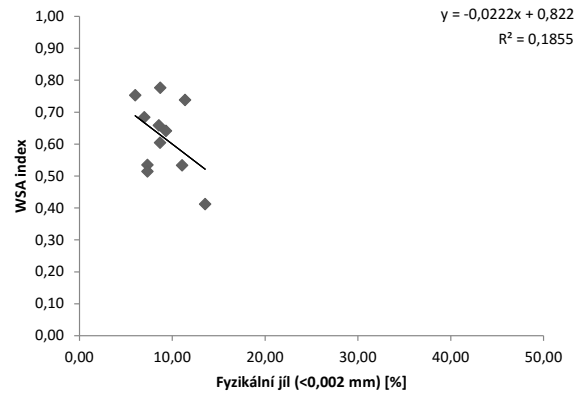
Obr. 75 Vztah mezi WSA indexem a aktivní půdní reakcí – kambizem modální na krystaliniku



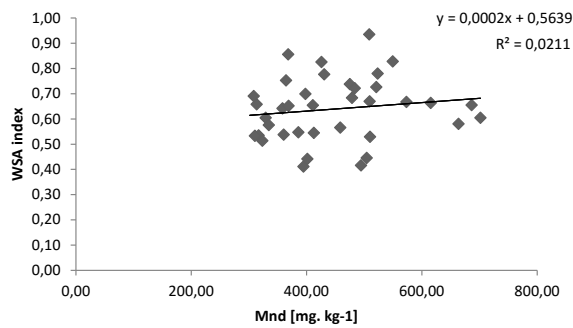
Obr. 76 Vztah mezi WSA indexem a výměnnou půdní reakcí – kambizem modální na krystaliniku



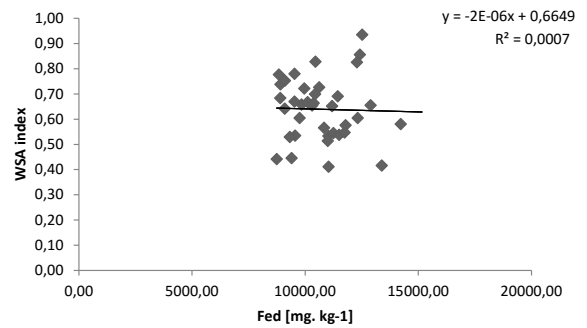
Obr. 77 vztah mezi WSA indexem a obsahem oxidovatelného uhlíku – kambizem modální na krystaliniku



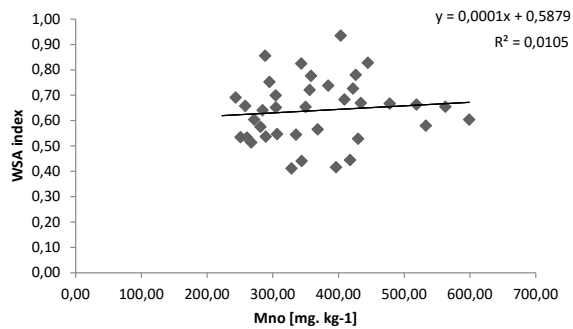
Obr. 78 Vztah mezi WSA indexem a obsahem půdních částic < 0,002 mm – kambizem modální na krystaliniku



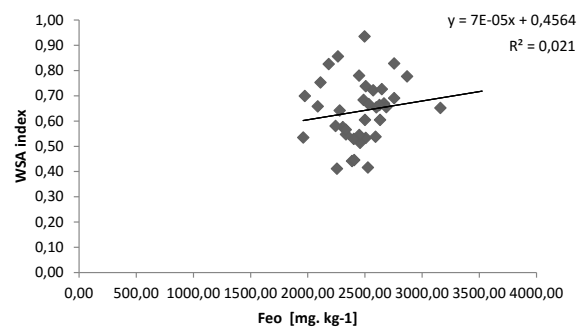
Obr. 79 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 80 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 81 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahované šřavelanem amonným – kambizem modální na krystaliniku



Obr. 82 vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahované šřavelanem amonným – kambizem modální na krystaliniku

Tab. 8 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi- kambizem modální na krystaliniku

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

	pH H2O	pH KCl	Cox	WSA	Mnd	Fed	Mno	Feo
pH H2O	1,0000 p= ---	0,9401 p=0,000	-0,0259 p=0,879	0,2365 p=0,159	0,0758 p=0,655	0,2993 p=0,072	-0,0479 p=0,779	0,0732 p=0,667
pH KCl	0,9401 p=0,000	1,0000 p= ---	0,2116 p=0,209	0,3259 p=0,049	0,1052 p=0,535	0,3196 p=0,054	0,0029 p=0,987	0,1010 p=0,552
Cox	-0,0259 p=,879	0,2116 p=0,209	1,0000 p= ---	0,3232 p=0,051	-0,0315 p=0,853	0,0844 p=0,619	0,3111 p=0,061	-0,0438 p=0,797
WSA	0,2365 p=0,159	0,3259 p=0,049	0,3232 p=0,051	1,0000 p= ---	0,1452 p=0,391	-0,0266 p=0,876	0,1449 p=0,392	0,1026 p=0,546
Mnd	0,0758 p=0,655	0,1052 p=0,535	-0,0315 p=0,853	0,1452 p=0,391	1,0000 p= ---	0,2664 p=0,111	0,2259 p=0,179	0,9915 p=0,00
Fed	0,2993 p=0,072	0,3196 p=0,054	0,0844 p=0,619	-0,0266 p=0,876	0,2664 p=0,111	1,0000 p= ---	0,0093 p=0,957	0,2272 p=0,176
Mno	-0,0479 p=0,779	0,0029 p=0,987	0,3111 p=0,061	0,1449 p=0,392	0,2259 p=0,179	0,0093 p=0,957	1,0000 p= ---	0,2490 p=0,137
Feo	0,0732 p=0,667	0,1010 p=0,552	-0,0438 p=0,797	0,1026 p=0,546	0,9915 p=0,00	0,2272 p=0,176	0,2490 p=0,137	1,0000 p= ---

Tab. 9a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- kambizem modální na krystaliniku

N=37	b*	sm.chyb z b*	b	sm.chyba z b	t(10)	p-hodnota
Abs. Člen			0,079759	0,275103	0,289925	0,773585
pH_KCl	0,325901	0,159802	0,105283	0,051624	2,039399	0,049016

Tab. 9b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,325901
Vícenásobné R2	0,106211
Upravené R2	0,080675
F (7,52)	4,159149
p	0,049016
Směrodatná chyba odhadu	0,119968

Hodnoty stability půdních agregátů odpovídaly zakřivení terénu. Nejnížší hodnoty odpovídaly největší sklonitosti. Nejstabilnější agregáty byly stanoveny na horní konvexní části svahu (nad transektem A) a v dolní akumulární části. Pro tuto oblast se stabilita neshodovala s množstvím organické hmoty. Půdní reakce na této lokalitě byla slabě kyselá až neutrální. Obsah manganu a železa byl poměrně vysoký a nebyl zde pozorován rozdíl v rámci terénních změn. Zrnitostní rozbor byl proveden pouze v transektech.

Z výsledků korelace mezi půdními vlastnostmi vyplývá pozitivní vzájemný vztah mezi aktivní a výměnnou půdní reakcí, obsahem manganu extrahovaným dithioničnanem-citrátu a obsahem železa extrahovaným šťavelanem amonným. Ke stabilitě agregátů byla prokázána pozitivní korelace s výměnnou půdní reakcí. Z výsledků vícenásobné lineární regrese je patrné, že na hodnotu WSA indexu má vliv pouze výměnná půdní reakce. Při vícenásobné lineární regresi k WSA indexu a ostatních půdních vlastnostech platí střední závislost. WSA index může být ovlivněn z 11 %. Vytvořený model není statisticky významný.

Tab. 10 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi a vlastnostmi terénu- kambizem modální na krystaliniku

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

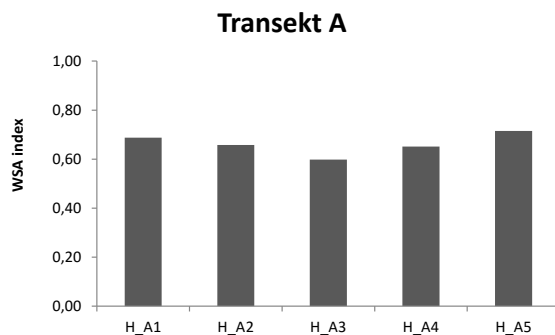
N=25	slope	aspect	plan curv.	profile curv.
pH H ₂ O	0,0403 p=0,848	-0,1912 p=0,360	0,4050 p=0,045	0,3063 p=0,136
pH KCl	-0,1480 p=0,480	-0,1159 p=0,581	0,4583 p=0,021	0,3198 p=0,119
Cox	-0,2967 p=0,150	0,0455 p=0,829	0,0631 p=0,764	-0,0065 p=0,975
WSA	-0,3517 p=0,085	0,2847 p=0,168	0,1646 p=0,432	-0,0030 p=0,989
Mnd	-0,2899 p=0,160	0,1432 p=0,495	-0,3195 p=0,120	-0,2603 p=0,209
Fed	-0,0212 p=0,920	0,1499 p=0,474	0,1142 p=0,587	-0,1908 p=0,361
Mno	-0,2610 p=0,208	0,1422 p=0,498	-0,3472 p=0,089	-0,2386 p=0,251
Feo	0,2886 p=0,162	0,5123 p=0,009	-0,1835 p=0,380	-0,2229 p=0,284

Na této lokalitě byla nalezena pozitivní korelace mezi obsahem železa v amorfních formách a polohou terénu, mezi aktivní a výměnnou půdní reakcí a horizontálním zakřivením.

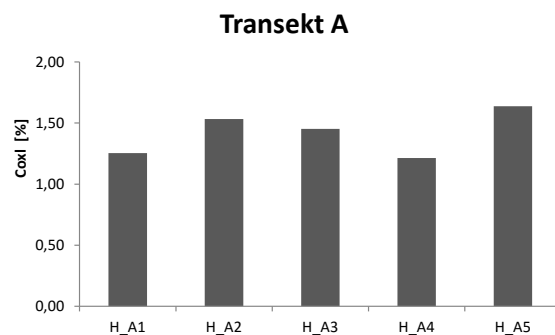
Z vícenásobné lineární regrese, kde měl být pozorován vliv současně vybraných půdních vlastností a vlastností terénu vyplynulo, že na hodnoty WSA indexu neměla vliv žádná z vybraných nezávislých proměnných

5.3 Hostouň

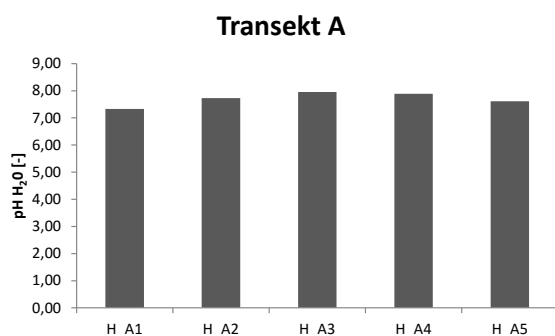
5.3.1 Půdní vlastnosti naměřené v transektech



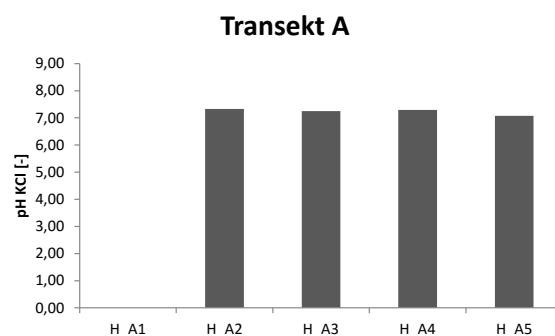
Obr. 83 Naměřené hodnoty WSA indexu – pararendzina modální na opuce



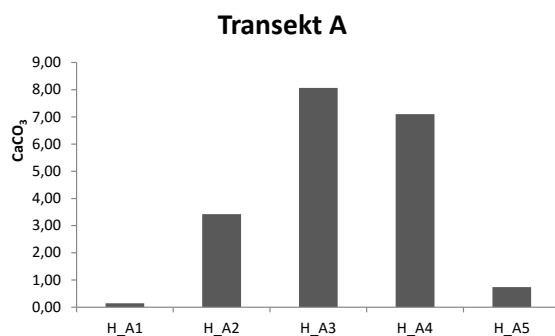
Obr. 84 Naměřené hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku – pararendzina modální na opuce



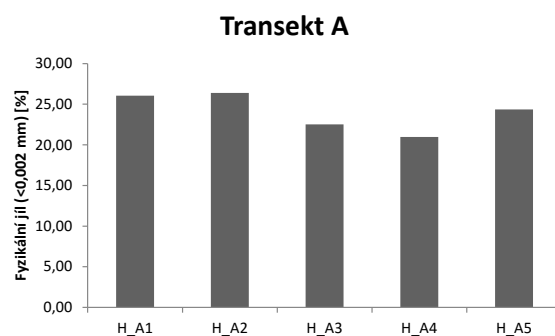
Obr. 85 Naměřené hodnoty aktivní půdní reakce – pararendzina modální na opuce



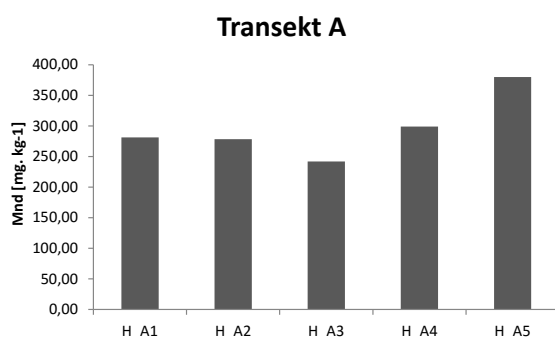
Obr. 86 Naměřené hodnoty výměnné půdní reakce – pararendzina modální na opuce



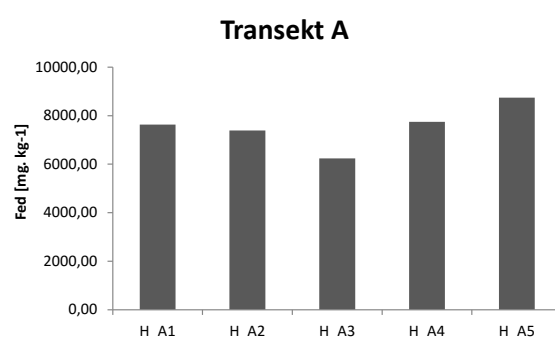
Obr. 87 Naměřené hodnoty obsahu karbonátů – pararendzina modální na opuce



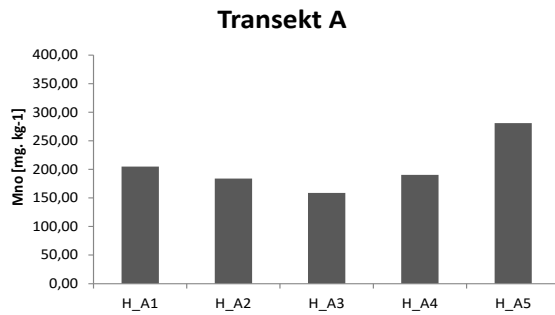
Obr. 88 Naměřené hodnoty obsahu půdních částic < 0,002 mm – pararendzina modální na opuce



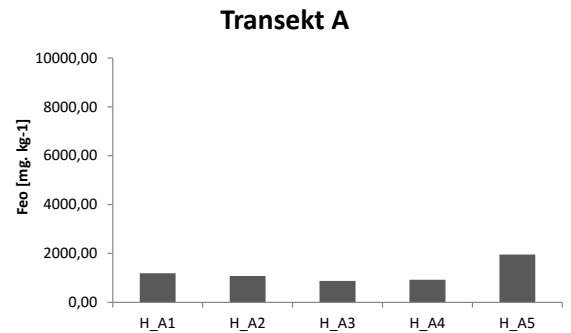
Obr. 89 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – pararendzina modální na opuce



Obr. 90 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – pararendzina modální na opuce



Obr. 91 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – pararendzina modální na opuce

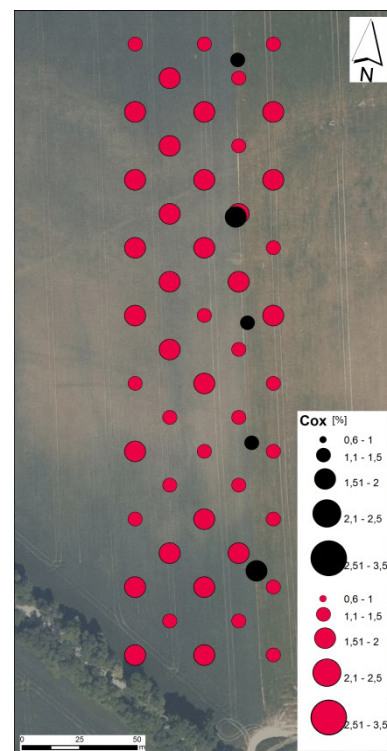


Obr. 92 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – pararendzina modální na opuce

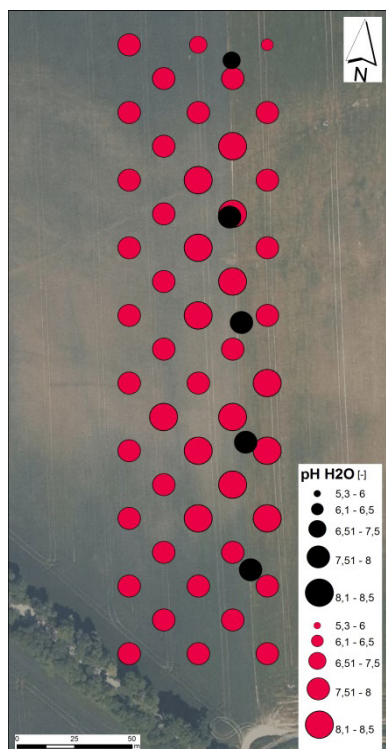
5.3.2 Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz



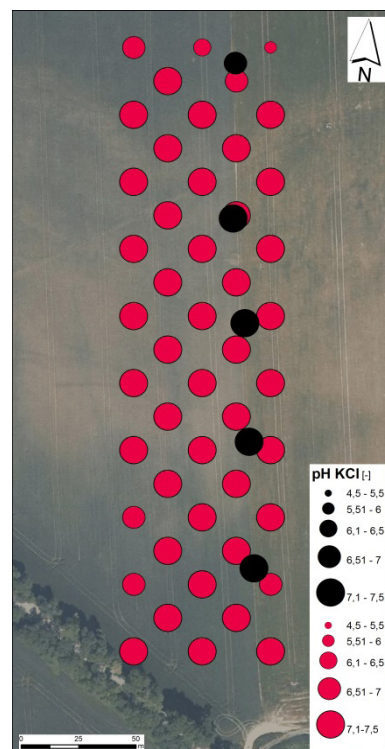
Obr. 93 Mapa s hodnotami WSA indexu – pararendzina modální na opuce



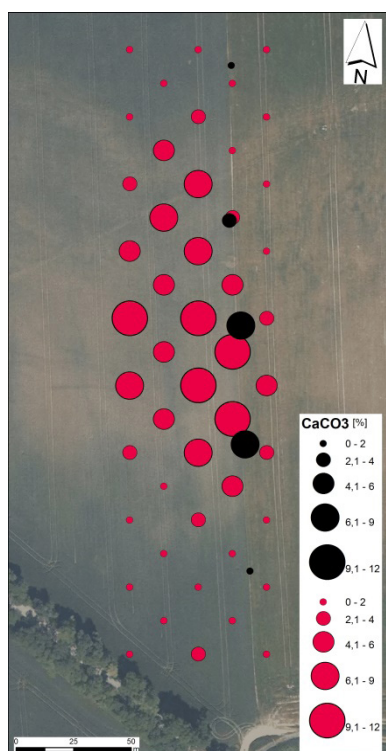
Obr. 94 Mapa s hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – pararendzina modální na opuce



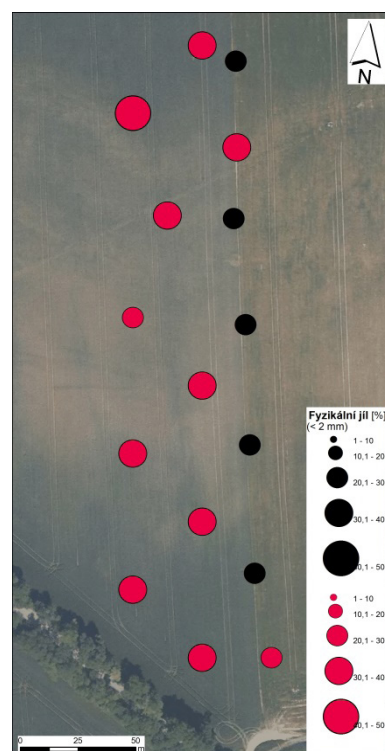
Obr. 95 Mapa s hodnotami aktivní půdní reakce – pararendzina modální na opuce



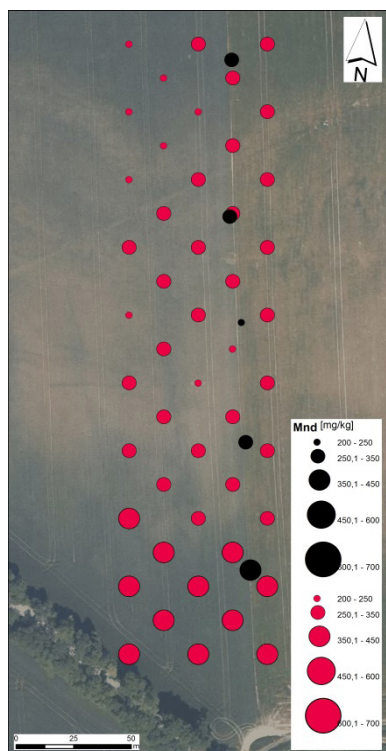
Obr. 96 Mapa s hodnotami výměnné půdní reakce – pararendzina modální na opuce



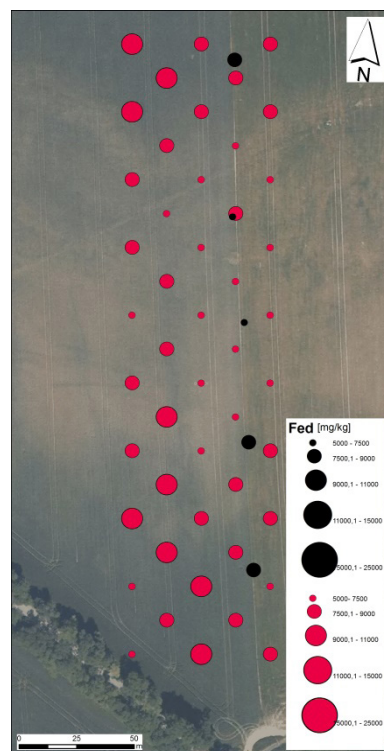
Obr. 97 Mapa s hodnotami obsahu karbonátů – pararendzina modální na opuce



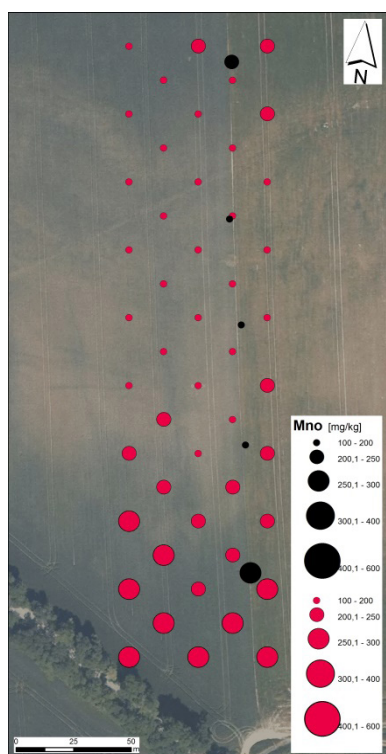
Obr. 98 Mapa s hodnotami obsahu půdních částic < 0,002 mm – pararendzina modální na opuce



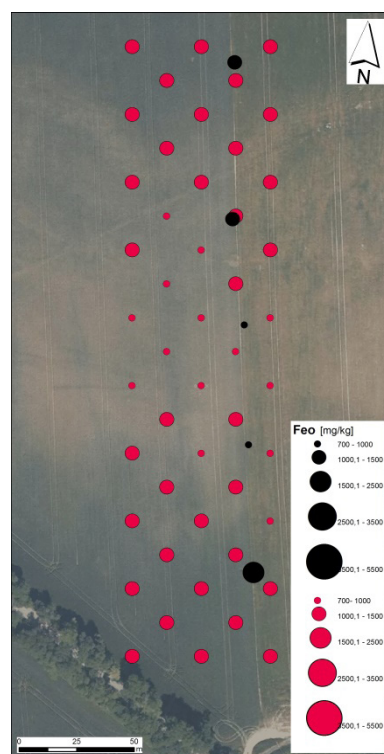
Obr. 99 Mapa s hodnotami obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – pararendzina modální na opuce



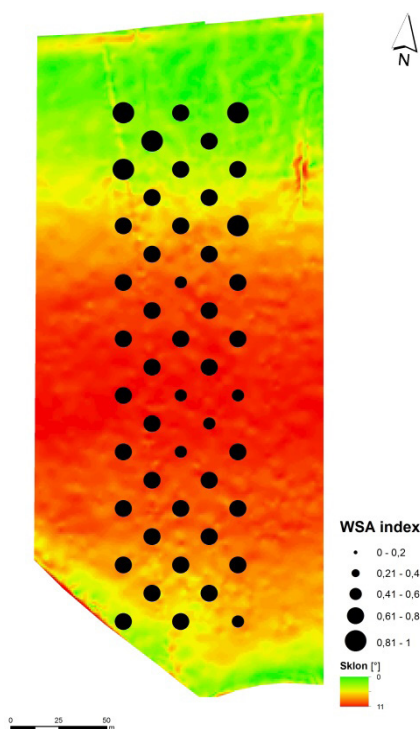
Obr. 100 Mapa s hodnotami obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – pararendzina modální na opuce



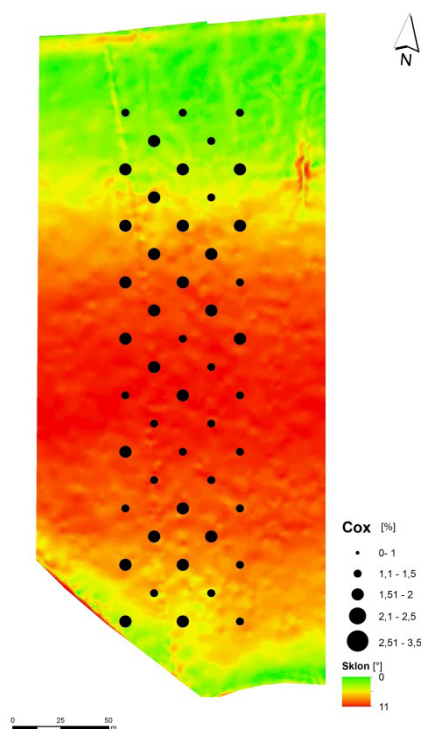
Obr. 101 Mapa s hodnotami obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – pararendzina modální na opuce



Obr. 102 Mapa s hodnotami obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – pararendzina modální na opuce

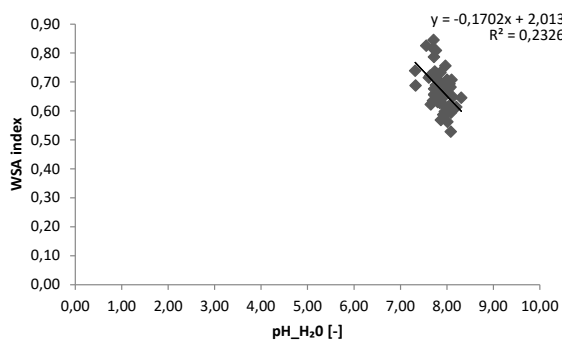


Obr. 103 Mapa sklonu terénu a hodnotami WSA indexu – pararendzina modální na opuce

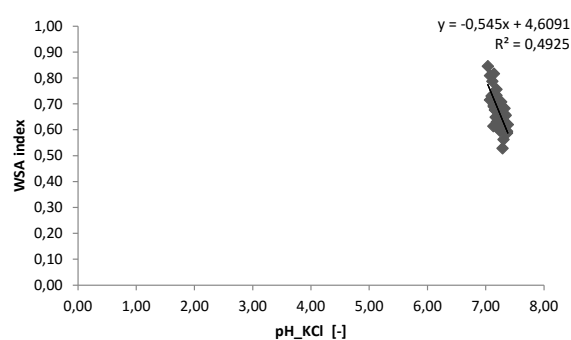


Obr.104 Mapa sklonu terénu a hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – pararendzina modální na opuce

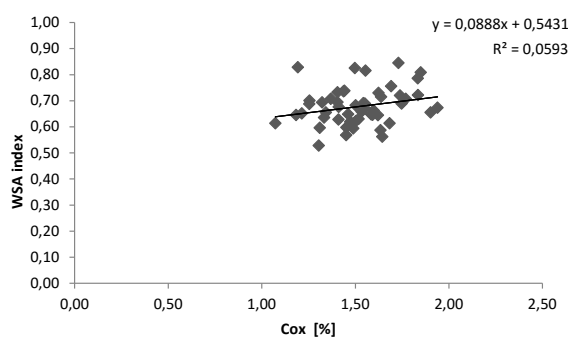
5.3.3 Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi



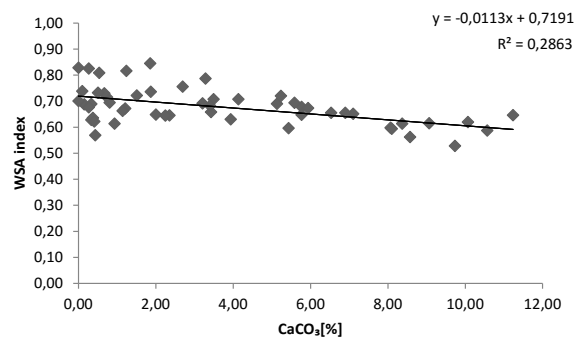
Obr. 105 Vztah mezi WSA indexem a aktivní půdní reakcí – pararendzina modální na opuce



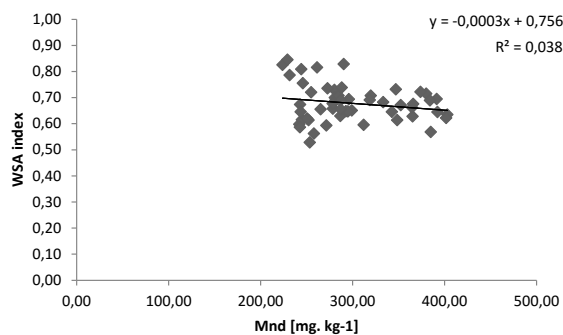
Obr. 106 Vztah mezi WSA indexem a výměnnou půdní reakcí – pararendzina modální na opuce



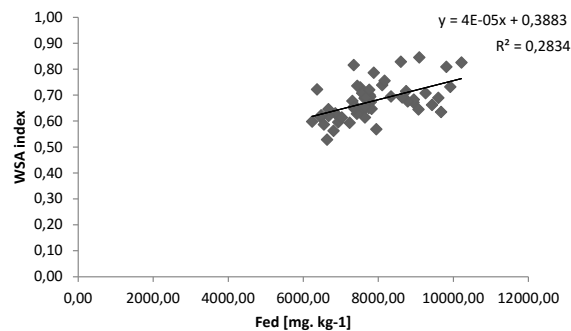
Obr. 107 Vztah mezi WSA indexem a obsahem oxidovatelného uhlíku – pararendzina modální na opuce



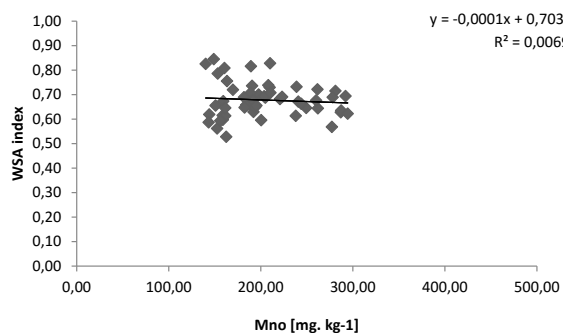
Obr. 108 Vztah mezi WSA indexem a obsahem karbonátů – pararendzina modální na opuce



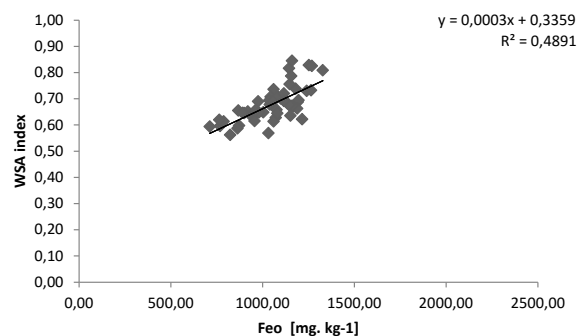
Obr. 109 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahované dithioničnanem - citrátu – pararendzina modální na opuce



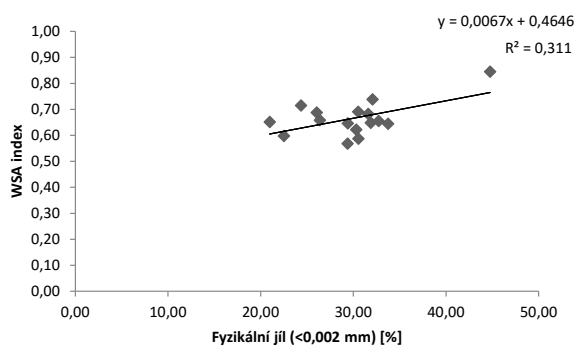
Obr. 110 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahované dithioničnanem- citrátu – pararendzina modální na opuce



Obr. 111 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahované šťavelanem amonným – pararendzina modální na opuce



Obr. 112 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahované šťavelanem amonným – pararendzina modální na opuce



Obr. 113 Vztah mezi WSA indexem a obsahem půdních částic < 0,002 mm – pararendzina modální na opuce

Tab. 11 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi- pararendzina modální na opuce

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

	pH H2O	pH KCl	Cox	CaCO3	WSA	Mnd	Fed	Mno	Feo
pH H2O	1,0000 p= ---	0,4780 p=0,001	-0,4370 p=0,002	0,3400 p=0,021	-0,4191 p=0,004	-0,0901 p=0,551	-0,2209 p=0,140	-0,1657 p=0,271	-0,5572 p=0,000
pH KCl	0,4780 p=0,001	1,0000 p= ---	0,0867 p=0,567	0,7100 p=0,000	-0,3023 p=0,041	-0,4349 p=0,003	-0,3152 p=0,033	-0,5737 p=0,000	-0,4819 p=0,001
Cox	-0,4370 p=,002	0,0867 p=,567	1,0000 p= ---	0,1292 p=,392	0,3723 p=,011	-0,4594 p=,001	0,0429 p=,777	-0,4485 p=,002	0,2843 p=,055
CaCO3	0,3400 p=0,021	0,7100 p=0,000	0,1292 p=0,392	1,0000 p= ---	-0,4373 p=0,002	-0,6501 p=0,000	-0,6352 p=0,000	-0,7287 p=0,000	-0,5871 p=0,000
WSA	-0,4191 p=0,004	-0,3023 p=0,041	0,3723 p=0,011	-0,4373 p=0,002	1,0000 p= ---	-0,2153 p=0,151	0,4943 p=0,000	-0,1039 p=0,492	0,5476 p=0,000
Mnd	-0,0901 p=0,551	-0,4349 p=0,003	-0,4594 p=0,001	-0,6501 p=0,000	-0,2153 p=0,151	1,0000 p= ---	0,4752 p=0,001	0,9703 p=0,00	0,3256 p=0,027
Fed	-0,2209 p=,140	-0,3152 p=,033	0,0429 p=,777	-0,6352 p=,000	0,4943 p=,000	0,4752 p=,001	1,0000 p= ---	0,4516 p=,002	0,5424 p=,000
Mno	-0,1657 p=0,271	-0,5737 p=0,000	-0,4485 p=0,002	-0,7287 p=0,000	-0,1039 p=0,492	0,9703 p=0,00	0,4516 p=0,002	1,0000 p= ---	0,4226 p=0,003
Feo	-0,5572 p=0,000	-0,4819 p=0,001	0,2843 p=0,055	-0,5871 p=0,000	0,5476 p=0,000	0,3256 p=0,027	0,5424 p=0,000	0,4226 p=0,003	1,0000 p= ---

Tab. 12a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index- pararendzina modální na opuce

N=53	b*	sm.chyb z b*	b	sm.chyba z b	t(10)	p-hodnota
Abs.člen			0,733369	0,084540	8,67484	0,000000
CaCO3	-0,733174	0,107773	-0,015514	0,002281	-6,80294	0,000000
Cox	0,172043	0,080087	0,062736	0,029204	2,14821	0,036772
Mnd	-0,644467	0,094011	-0,000861	0,000126	-6,85525	0,000000
Fed	0,302260	0,095713	0,000021	0,000007	3,15800	0,002746

Tab. 12b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese při vynechání některých půdních vlastností

Statist.	hodnota
Vícenásobné R	0,849203
Vícenásobné R2	0,721146
Upravené R2	0,697908
F (7,52)	31,03324
p	8,95E-13
Směrodatná chyba odhadu	0,038601

Vyšší hodnoty stability půdních agregátů byly naměřeny v horních konvexních částech svahu a v dolní akumulární části. Mírné snížení množství organické hmoty lze pozorovat v konkávní části svahu. Půdní reakce na této lokalitě byla neutrální až mírně zásaditá. Obsah karbonátů byl nejvyšší v konkávní části svahu, naopak nejnižší byl v horní konvexní části a dolní akumulární části. Půdu lze ohodnotit v určitých částech jako bezkarbonátovou, v prostřední části svahu, kde byly hodnoty nejvyšší, jako vápnitou. Nejvyšší hodnoty obsahu manganu byly zjištěny v dolní akumulární části svahu. Obdobně tomu bylo i u výskytu železa. Nejnižší hodnoty manganu i železa byly zjištěny ve střední konkávní části svahu a to především v jejich amorfních formách. Při rozboru zrnitostního složení nebyl patrný rozdíl v hodnotách obsahu půdních částí <0,002 mm v rámci terénu.

Z výsledků korelace je patrné, že pozitivně spolu korelují aktivní a výměnná půdní reakce, obě půdní reakce a obsah karbonátů, k obsahu železa a manganu ve všech jejich formách. Pozitivní korelace byla především prokázána mezi stabilitou půdních agregátů a obsahem organické hmoty a také mezi stabilitou a obsahem železe ve všech jeho formách. Negativní korelace byly nalezeny mezi aktivní půdní reakcí a obsahem organické hmoty, mezi výměnnou půdní reakcí a obsahem manganu a železa ve všech jejich formách, mezi obsahem organické hmoty a obsahem manganu a mezi obsahem karbonátů a obsahem železa a manganu. Ke stabilitě půdních agregátů byla nalezena negativní korelace s oběma půdními reakcemi a obsahem karbonátů. Výsledky vícenásobné lineární regrese, při které byly omezeny určité půdní vlastnosti, byl prokázán vliv na stabilitu půdních agregátů obsahu organické hmoty, obsahu karbonátů a obsahu železa a manganu pouze v krystalických formách. V tomto případě se též jednalo o silnou závislost a stabilita půdních agregátů mohla být ovlivněna ze 72 %. I při omezení určitých půdních vlastností nově vytvořený model nebyl prokázán jako statisticky významný.

Tab 13 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi a vlastnostmi terénu- pararendzina modální na opuce

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

N=24	slope	aspect	plan curv.	profile curv.
pH H2O	0,1703 $p=0,426$	0,0359 $p=0,868$	-0,2761 $p=0,192$	0,1065 $p=0,620$
pH KCl	0,3557 $p=0,088$	-0,2289 $p=0,282$	-0,3900 $p=0,060$	-0,0283 $p=0,896$
Cox	-0,4724 $p=0,020$	-0,0948 $p=0,659$	0,1309 $p=0,542$	0,1478 $p=0,491$
CaCO3	0,6216 $p=0,001$	-0,0589 $p=0,785$	-0,0927 $p=0,667$	0,0808 $p=0,708$
WSA	-0,5420 $p=0,006$	0,3390 $p=0,105$	0,4992 $p=0,013$	0,0925 $p=0,667$
Mnd	-0,1200 $p=0,577$	-0,2634 $p=0,214$	-0,3031 $p=0,150$	-0,3954 $p=0,056$
Fed	-0,3310 $p=0,114$	0,1297 $p=0,546$	0,1211 $p=0,573$	-0,1031 $p=0,632$
Mno	-0,1602 $p=0,454$	-0,2204 $p=0,301$	-0,2169 $p=0,309$	-0,3939 $p=0,057$
Feo	-0,5160 $p=0,010$	0,0447 $p=0,836$	0,1552 $p=0,469$	-0,1615 $p=0,451$

Tab. 14a Vícenásobná lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- pararendzina modální na opuce

N=29	b*	Sm. chyba z b*	b	Sm. chyba z b	t (44)	p-hodn.
Abs. člen			0,78397	0,025743	30,45355	0,000000
slope	-0,667405	0,143317	-1,11597	0,239639	-4,65686	0,000077

Tab 14b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

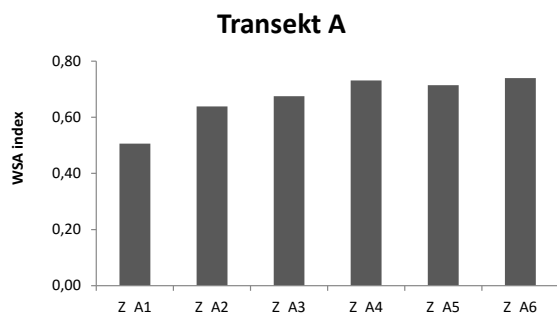
Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,667405
Vícenásobné R2	0,445430
Upravené R2	0,424890
F (7,52)	21,686350
p	7,66E-05
Směrodatná chyba odhadu	0,055128

Ze statistických analýz terénu byla patrná pozitivní korelace mezi sklonem terénu a obsahem karbonátů a mezi stabilitou půdních agregátů a horizontálním zakřivením. Ke sklonu terénu byla nalezena negativní korelace ve vztahu k obsahu organické hmoty a obsahu železa v amorfní formě. Ke stabilitě půdních agregátů byla nalezena negativní korelace ke sklonu terénu. Z výsledků vícenásobné lineární regrese byl prokázán vliv sklonu terénu na stabilitu půdních agregátů. Stabilita agregátů mohla být ovlivněna vlastnostmi terénu z 44 %. Jednalo se o silnou závislost, avšak vytvořený model není statisticky průkazný.

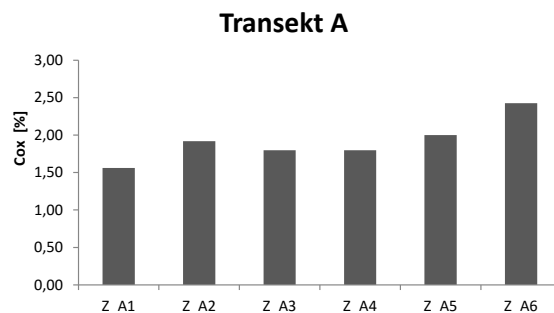
Z vícenásobné lineární regrese, kde byl pozorován vliv současně vybraných půdních vlastností a vlastností terénu vyplývá, že na WSA index mohly mít vliv pouze půdní vlastnosti, které jsou výsledkem již předchozí vícenásobné lineární regrese (Tab 12a a 12b). Z korelace mezi půdními vlastnostmi a vlastnostmi terénu byla pozorována výrazná korelace mezi hodnotami WSA indexu a sklonem terénu. Z tohoto důvodu je možné, že ve výsledcích vícenásobné lineární regrese poté neměl významný vliv na hodnoty WSA indexu.

5.4 Železná

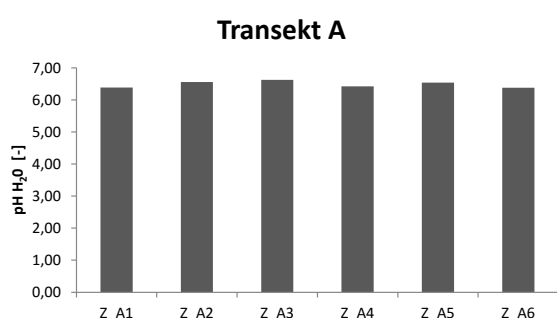
5.4.1 Půdní vlastnosti naměřené v transektech



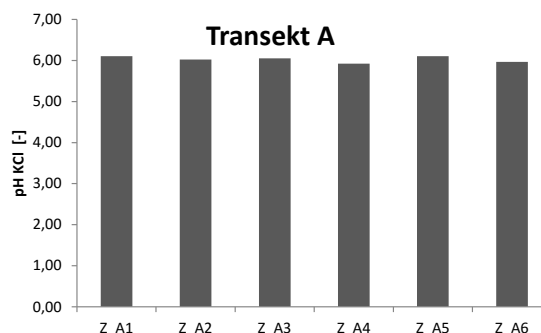
Obr. 114 Naměřené hodnoty WSA indexu – kabizem modální na jílnatých břidlicích



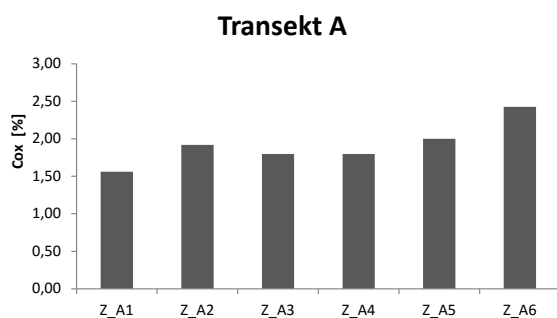
Obr. 115 Naměřené hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku – kabizem modální na jílnatých břidlicích



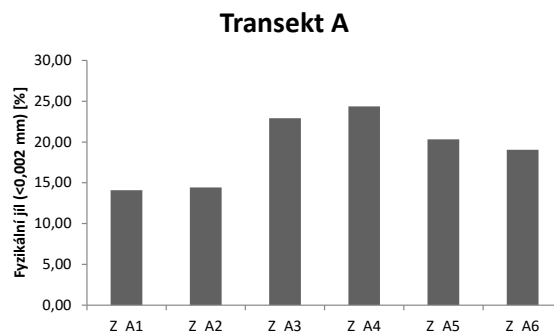
Obr. 116 Naměřené hodnoty aktivní půdní reakce – kabizem modální na jílnatých břidlicích



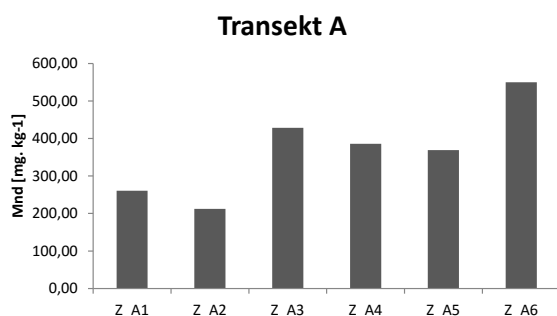
Obr. 117 Naměřené hodnoty výměnné půdní reakce – kabizem modální na jílnatých břidlicích



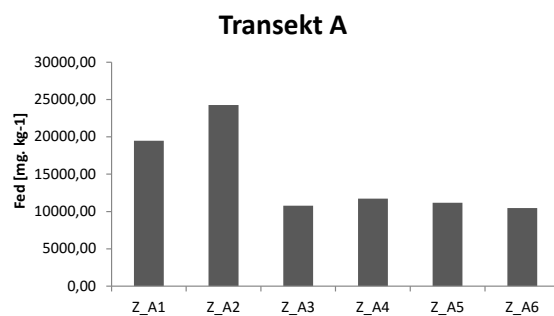
Obr. 118 Naměřené hodnoty obsahu karbonátů – kabizem modální na jílnatých břidlicích



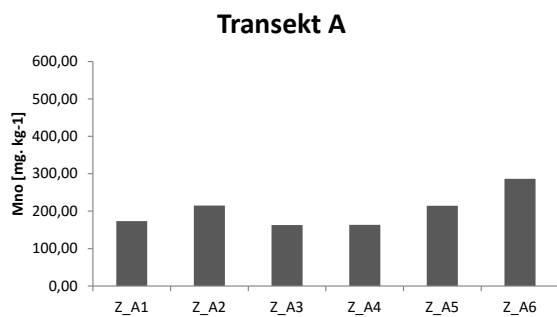
Obr. 119 Naměřené hodnoty obsahu půdních částic < 0,002 mm – kabizem modální na jílnatých břidlicích



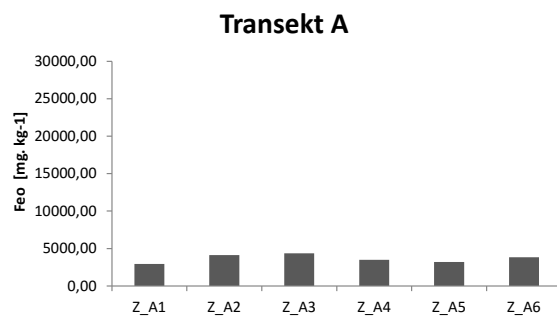
Obr. 120 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátů – kabizem modální na jílnatých břidlicích



Obr. 121 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátů – kabizem modální na jílnatých břidlicích

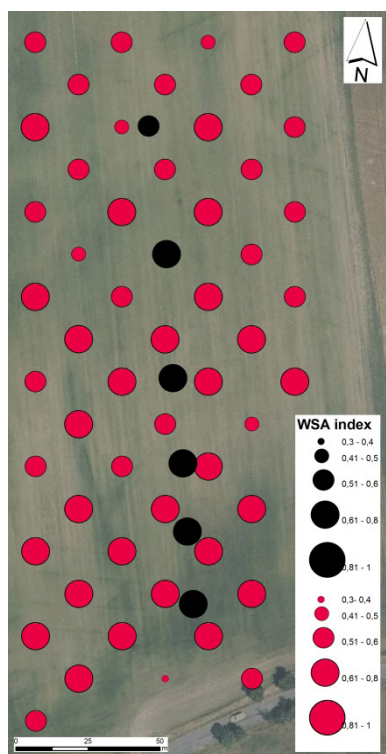


Obr. 122 Naměřené hodnoty obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – kabizem modální na jílnatých břidlicích

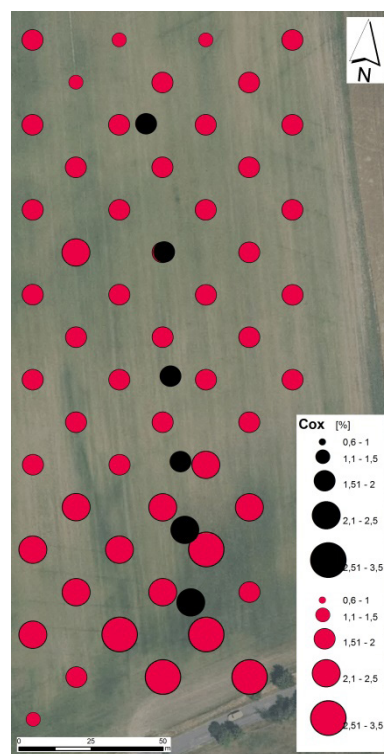


Obr. 123 Naměřené hodnoty obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – kabizem modální na jílnatých břidlicích

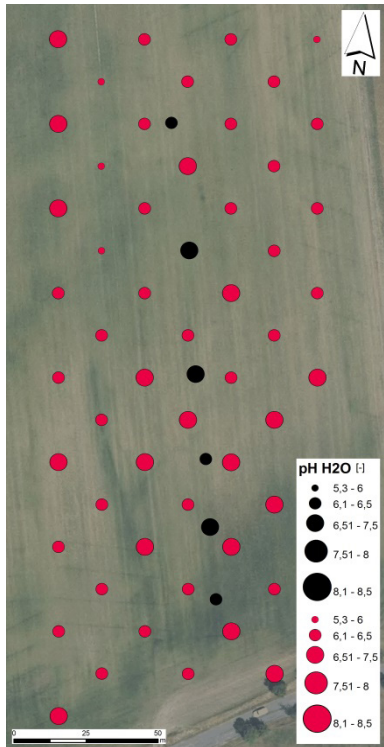
5.4.2 Mapy s hodnotami výsledků půdních analýz



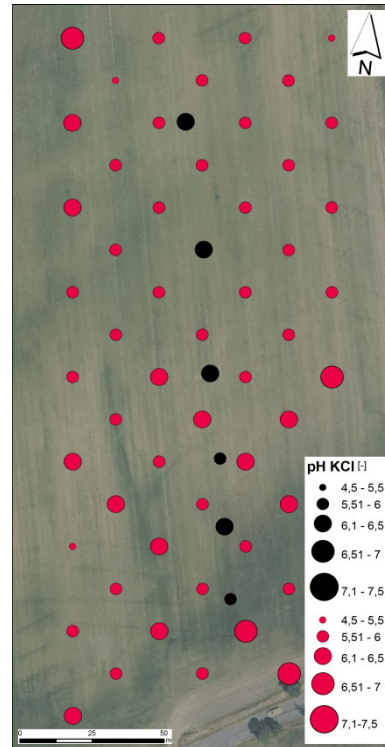
Obr. 124 Mapa s hodnotami WSA indexu – kabizem modální na jílnatých břidlicích



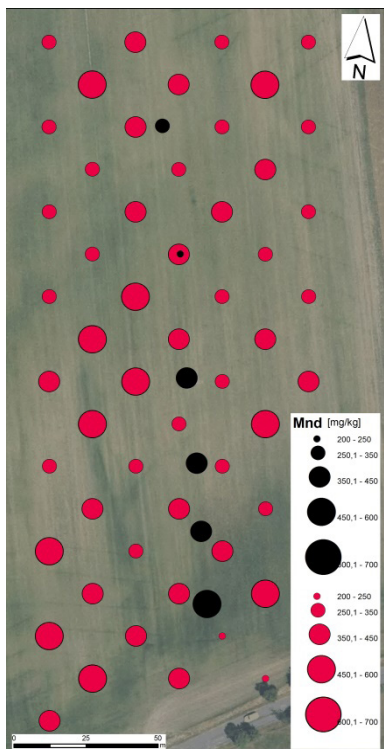
Obr. 125 Mapa s hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – kabizem modální na jílnatých břidlicích



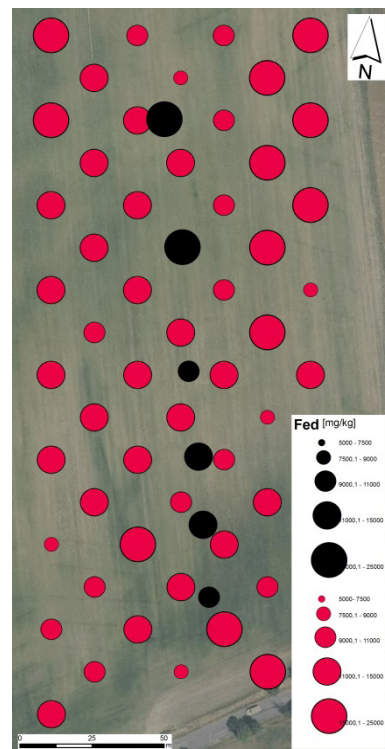
Obr. 126 Mapa s hodnotami aktivní půdní reakce – kabizem modální na jílnatých břidlicích



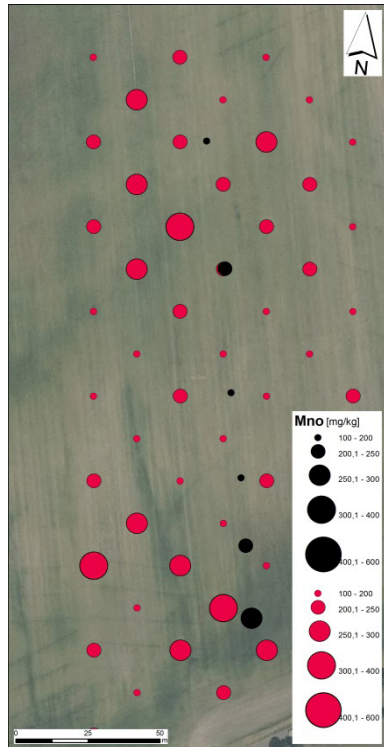
Obr. 127 Mapa s hodnotami výměnné půdní reakce – kabizem modální na jílnatých břidlicích



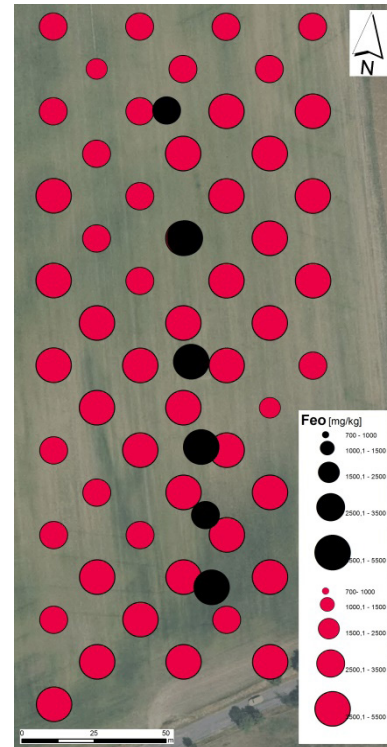
Obr. 128 Mapa s hodnotami obsahu Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – kabizem modální na jílnatých břidlicích



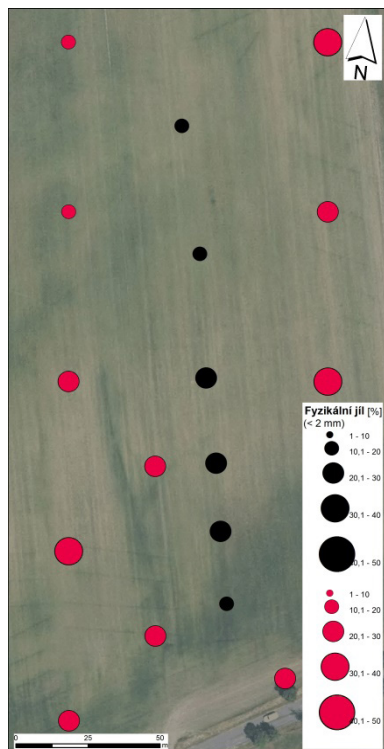
Obr. 129 Mapa s hodnotami obsahu Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – kabizem modální na jílnatých břidlicích



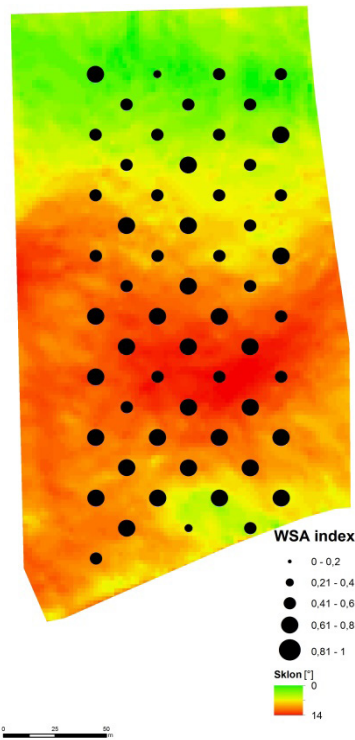
Obr. 130 Mapa s hodnotami obsahu Mn extrahované šťavelanem amonným – kabizem modální na jílnatých břidlicích



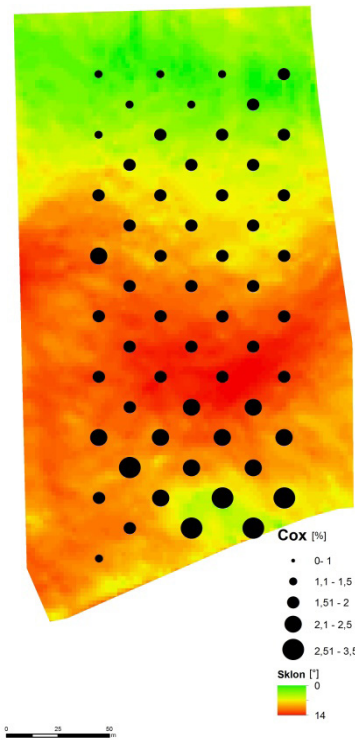
Obr. 131 Mapa s hodnotami obsahu Fe extrahované šťavelanem amonným – kabizem modální na jílnatých břidlicích



Obr. 132 Mapa s hodnotami obsahu půdních částic $< 0,002 \text{ mm}$ – kabizem modální na jílnatých břidlicích

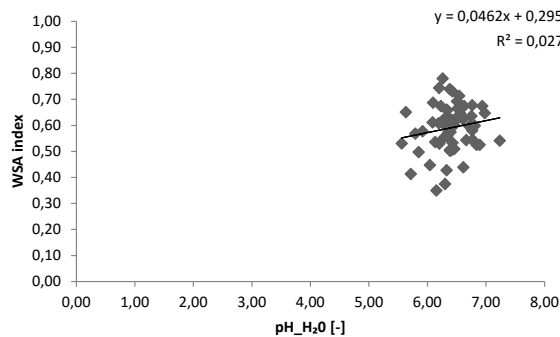


Obr. 133 Mapa sklonu terénu a hodnotami WSA indexu – kabizem modální na jílnatých břidlicích

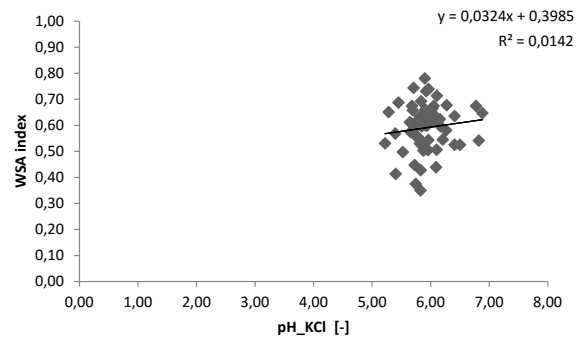


Obr. 134 Mapa sklonu terénu a hodnotami obsahu oxidovatelného uhlíku – kabizem modální na jílnatých břidlicích

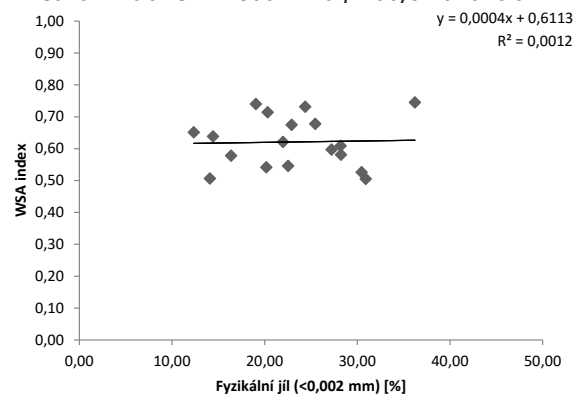
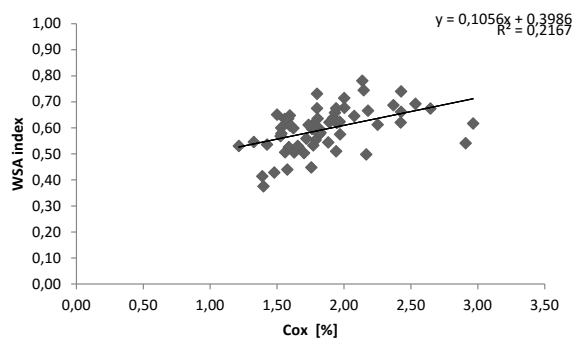
5.4.3 Vztahy mezi WSA indexem a ostatními půdními vlastnostmi



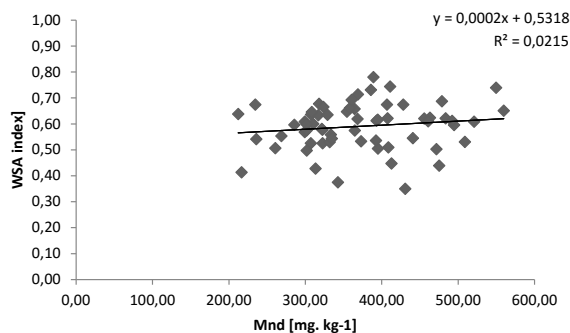
Obr. 135 Vztah mezi WSA indexem a aktivní půdní reakcí – kabizem modální na jílnatých břidlicích



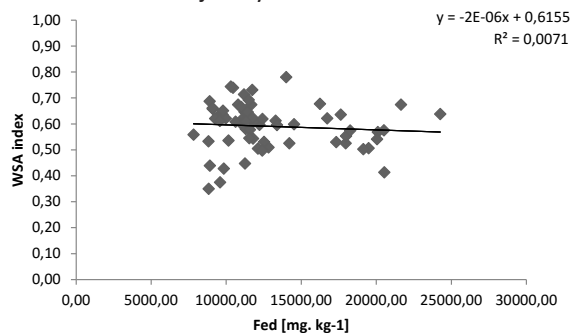
Obr. 136 Vztah mezi WSA indexem a výměnnou půdní reakcí – kabizem modální na jílnatých břidlicích



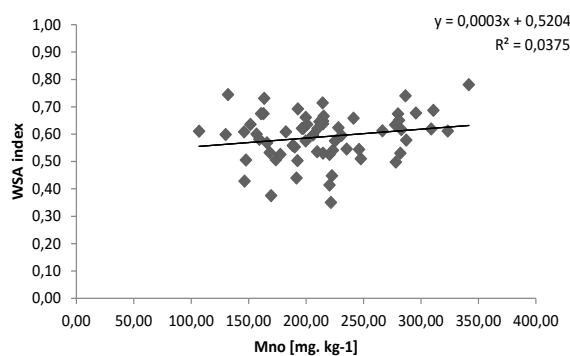
Obr. 137 Vztah mezi WSA indexem a obsahem oxidovatelného uhlíku – kabizem modální na jílnatých břidlicích



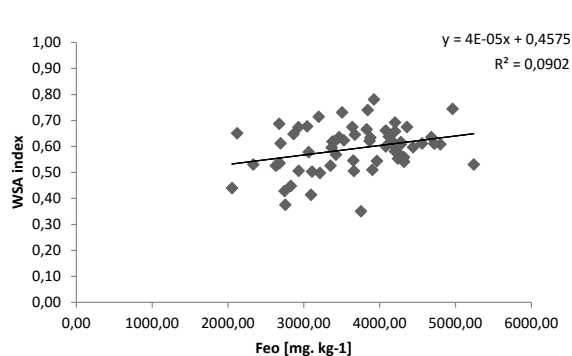
Obr. 138 Vztah mezi WSA indexem a obsahem půdních částic < 0,002 mm – kabizem modální na jílnatých břidlicích



Obr. 139 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahovaného dithioničnanem citrátu – kabizem modální na jílnatých břidlicích



Obr. 140 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahovaného dithioničnanem citrátu – kabizem modální na jílnatých břidlicích



Obr. 141 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Mn extrahované – kabizem modální na jílnatých břidlicích

Obr. 142 Vztah mezi WSA indexem a obsahem Fe extrahované – kabizem modální na jílnatých břidlicích

Tab. 15 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi- kabizem modální na jílnatých břidlicích

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

	pH H2O	pH KCl	Cox	WSA	Mnd	Fed	Mno	Feo
pH H2O	1,0000 p= ---	0,9006 p=0,00	0,3101 p=0,014	0,1425 p=0,269	-0,2941 p=0,020	0,1497 p=0,246	-0,2120 p=0,098	0,1867 p=0,146
pH KCl	0,9006 p=0,00	1,0000 p= ---	0,3179 p=0,012	0,1134 p=0,380	-0,3316 p=0,008	0,2175 p=0,089	-0,0419 p=0,746	-0,0125 p=0,923
Cox	0,3101 p=0,014	0,3179 p=0,012	1,0000 p= ---	0,4655 p=0,000	-0,0486 p=0,707	0,0380 p=0,769	0,3052 p=0,016	0,2105 p=0,101
WSA	0,1425 p=0,269	0,1134 p=0,380	0,4655 p=0,000	1,0000 p= ---	0,1923 p=0,134	-0,1424 p=0,270	0,2130 p=0,096	0,3277 p=0,009
Mnd	-0,2941 p=0,020	-0,3316 p=0,008	-0,0486 p=0,707	0,1923 p=0,134	1,0000 p= ---	-0,5348 p=0,000	0,1595 p=0,215	-0,1622 p=0,208
Fed	0,1497 p=0,246	0,2175 p=0,089	0,0380 p=0,769	-0,1424 p=0,270	-0,5348 p=0,000	1,0000 p= ---	0,0069 p=0,958	0,0511 p=0,693
Mno	-0,2120 p=0,098	-0,0419 p=0,746	0,3052 p=0,016	0,2130 p=0,096	0,1595 p=0,215	0,0069 p=0,958	1,0000 p= ---	-0,2652 p=0,037
Feo	0,1867 p=0,146	-0,0125 p=0,923	0,2105 p=0,101	0,3277 p=0,009	-0,1622 p=0,208	0,0511 p=0,693	-0,2652 p=0,037	1,0000 p= ---

Tab. 16a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- kabizem modální na jílnatých břidlicích

N=62	b*	sm.chyb z b*	b	sm.chyba z b	t(10)	p-hodnota
Abs.člen			0,320054	0,060394	5,299426	0,000002
Cox	0,414941	0,113632	0,094133	0,025778	3,651621	0,000555
Feo	0,240349	0,113632	0,000027	0,000013	2,115151	0,038650

Tab. 16b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,521466
Vícenásobné R2	0,271927
Upravené R2	0,247246
F (7,52)	11,017900
p	8,59E-05
Směrodatná chyba odhadu	0,072178

Stabilita půdních agregátů na této lokalitě ve většině pozorovaných bodů byla poměrně stejná až na dolní akumulární část, kde byla stabilita o trochu větší. O trochu výraznější trend zde byl pozorován u hodnot obsahu oxidovatelného uhlíku. Půdní reakce na této lokalitě byla mírně kyselá. Obsah železa na této lokalitě byl poměrně vysoký. Zajímavý trend byl pozorován u výskytu manganu, kde lze pozorovat snížení jeho amorfní formy v konkávní části svahu. U zrnitostního rozboru bylo pozorováno mírné zvýšení obsahu jílových částic na úrovni bodů transektu A3- A5.

Při korelaci mezi půdními vlastnostmi byl nalezen pozitivní vztah mezi aktivní a výměnnou půdní reakcí, obsahem organické hmoty a oběma půdními reakcemi obsahem organické hmoty a obsahem manganu v jeho amorfní formě. Stabilita půdních agregátů pozitivně koreluje s obsahem organické hmoty a obsahem železa v jeho amorfní formě. Negativní korelace byly nalezeny ve vztazích mezi obsahem manganu v krystalické formě a oběma půdními reakcemi a obsahem železa a manganu pouze v jejich amorfních formách. Z výsledků vícenásobné lineární regrese vyplývá, že stabilita půdních agregátů mohla být ovlivněna obsahem organické hmoty a obsahem železa v jeho amorfní formě. Regrese prokázala střední závislost a stabilita půdních agregátů mohla být ovlivněna z 27 %. Tento model se ale také neprokázal jako statisticky významný.

Tab. 17 Korelace mezi jednotlivými půdními vlastnostmi a vlastnostmi terénu- kabizem modální na jílnatých břidlicích

Korelace jsou významné na hlad. $p < 0,05$

N=55	slope	aspect	plan curv.	profile curv.
pH H2O	0,3911 p=0,003	0,3036 p=0,024	-0,0904 p=0,512	-0,0152 p=0,913
pH KCl	0,3205 p=0,017	0,3565 p=0,008	-0,1190 p=0,387	-0,0860 p=0,532
Cox	0,1108 p=0,421	0,4872 p=0,000	-0,3799 p=0,004	-0,2091 p=0,125
WSA	0,3142 p=0,019	0,4730 p=0,000	-0,1897 p=0,165	-0,2047 p=0,134
Mnd	0,1685 p=0,219	0,1138 p=0,408	0,1822 p=0,183	0,1657 p=0,227
Fed	-0,2698 p=0,046	-0,0510 p=0,711	-0,1629 p=0,235	0,0039 p=0,977
Mno	-0,1572 p=0,252	0,3071 p=0,023	-0,2110 p=0,122	-0,1219 p=0,375
Feo	0,1662 p=0,225	0,1006 p=0,465	-0,1793 p=0,190	0,0523 p=0,704

Tab 18a Výsledky vícenásobné lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- kabizem modální na jílnatých břidlicích

N=56	b*	Sm. chyba z b*	b	Sm. chyba z b	t (44)	p-hodn.
Abs. člen			0,2770	0,086628	3,19795	0,002336
aspect	0,434679	0,119744	0,0996	0,027446	3,63007	0,000639
profile curv.	-0,344319	0,119744	-15,7257	5,468929	-2,87547	0,005798

Tab 18b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,509464
Vícenásobné R2	0,259554
Upravené R2	0,231612
F (7,52)	9,289218
p	0,000348
Směrodatná chyba odhadu	0,074780

Na této lokalitě byla ze statistických analýz vlastností terénu prokázána pozitivní korelace mezi oběma půdními reakcemi, sklonem terénu a jeho polohou, mezi obsahem organické hmoty a polohou terénu a mezi obsahem manganu v amorfní formě a polohou terénu. Ve vztahu ke stabilitě půdních agregátů pozitivně koreloval sklon terénu a také poloha terénu. Negativní korelace byla pozorována mezi obsahem železa extrahovaného dithioničnanem- citrátu a mezi obsahem organické hmoty a horizontálním zakřivením. Z výsledků vícenásobné lineární regrese byl pozorován vliv polohy terénu a horizontálního zakřivení. Stabilita agregátů mohla být ovlivněna z 29 %. Závislost z výsledků vyšla jako střední. Vytvořený statistický model ovšem není statisticky průkazný.

Tab. 19a Vícenásobná lineární regrese se závislou proměnnou WSA index, po úpravě nezávislých proměnných- kabizem modální na jílnatých břidlicích

N=56	b*	sm.chyb z b*	b	sm.chyba z b	t(10)	p-hodnota
Abs. člen			0,1794	0,091463	1,96178	0,055152
Aspect	0,407558	0,114773	0,0934	0,026307	3,55100	0,000825
profile curv.	-0,355640	0,114346	-16,2427	5,222397	-3,11021	0,003032
Feo	0,282840	0,113465	0,0000	0,000013	2,49276	0,015898

Tab. 19b Statistické shrnutí k výsledkům vícenásobné lineární regrese

Statistika	hodnota
Vícenásobné R	0,581885
Vícenásobné R2	0,338590
Upravené R2	0,300432
F (7,52)	8,873302
p	7,55E-05
Směrodatná chyba odhadu	0,071353

Z vícenásobné lineární regrese, kde byl pozorován vliv současně vybraných půdních vlastností a vlastností terénu vyplývá, že na WSA index mohl mít vliv obsah železa v jeho amorfní formě, poloha terénu a zakřivení profilu terénu. Výsledky mohly WSA index ovlivnit ze 34 %. Závislost v tomto případě byla vyhodnocena jako střední. Tento model také nevyšel jako statisticky průkazný.

6 Diskuze

Na stanovení stability půdních agregátů byla použita metoda podle Nimmo a Perkinse (2002). Tuto metodu na vyhodnocení stability použili ve svých studiích např. Kodešová et al. (2009), Jakšík et al. (2015), Zádorová et al. (2011) nebo Jirků et al. (2013). Stabilita půdních agregátů byla stanovena na 4 různých geomorfologicky členitých lokalitách s různými půdními typy. Na každé lokalitě byl interval hodnot stability agregátů různý. Tento trend byl obdobný i ve studii Jirků et al. (2013), kde stabilita půdních agregátů byla určena na různých půdních typech a byla sledována i jejich časová variabilita.

Na každé lokalitě byly pěstovaný i jiný druh zemědělských plodin. Nejčastějšími plodinami byla pšenice a řepka olejka. Každá z těchto plodin má rozdílný kořenový systém a s tím souvisí i rozdílné prostředí v okolí rhizosféry. Každá plodina také produkuje rozdílné kořenové exudáty, které mají v určité míře také vliv na zvýšení stability půdních agregátů. V publikaci od Bronicka a Lala (2005) je uvedeno, že s tím souvisí i rozdílná mikrobiální aktivita, výskyt živočichů a hub (především jako arbuskulární mykorhiza).

Bronick a Lal (2005) publikovali, že stupeň agregace a stability se zvyšuje se vzrůstajícím obsahem organické hmoty. Toto tvrzení se shoduje s výsledky WSA indexu a hodnotami obsahu organické hmoty naměřených v rámci transektu B na lokalitě Sedlčany. Tento model byl však prokázán na lokalitě Vidim, kde obsah organické hmoty měl prokazatelný vliv na stabilitu půdní agregátů. Z výsledků vícenásobné lineární regrese byl prokázán vliv organické hmoty na stabilitu agregátů i na lokalitě Hostouň a Železná. Také Six et al. (2002) našli významnou korelaci mezi obsahem půdního organického uhlíku a stabilitou agregátů.

Podle Jakšíka et al. (2015) lze hodnoty obsahu organické hmoty použít v modelu pro odhad WSA indexu. Podle jeho studie lze ale použít i hodnoty terénního zakřivení a momentální vlhkosti. Ve studii Kodešové et al. (2009) byl vliv půdních vlastností na stabilitu agregátů vyhodnocen pomocí vícenásobné lineární regrese. Výsledky analýzy prokázaly určitý vliv obsahem organického uhlíku, obsahem jílu a výměnné půdní reakce na stabilitu půdních agregátů. Z těchto vybraných půdních vlastností, byl v této práci prokázán vliv v případě organického uhlíku a to na lokalitě Vidim, Hostouň a Železná. Na lokalitě Sedlčany byl takto prokázán vliv výměnné půdní reakce. Vliv obsahu železa byl pozorován na lokalitě Hostouň a Železná. Zde se ale jednalo pouze o jeho krystalickou formu (Hostouň) i amorfní a organické komplexy (Železná). Tyto výsledky se shodují s prací (Six et al., 2002), že volné oxidy železa mají zpevňující efekt především v půdách s nízkým obsahem organické hmoty.

Na lokalitě Vidim a Hostouň měl prokazatelný vliv na stabilitu půdních agregátů obsah manganu. Na lokalitě Vidim se jednalo jak o formy krystalické, tak i o formy amorfní. Naopak na lokalitě Hostouň byl sledován vliv pouze v případě, kdy byl mangan stanoven extrakcí dithioničnanu- citrátu, a jednalo se o krystalické formy manganu. Na lokalitě Sedlčany a Železná žádný vliv obsahu manganu na stabilitu agregátů nebyl pozorován.

Na stabilitu agregátů vyjádřená jako WSA index měly prokazatelný vliv půdní charakteristiky – množství oxidovatelného uhlíku, obsahy oxidů železa a manganu, ale i pórovitost a magnetická susceptibilita (Jakšík et al., 2015). Obdobu této teorie lze sledovat na lokalitách Vidim, Hostouň a Železná, kde prokazatelný vliv na stabilitu agregátů měl především obsah organické hmoty, ale i obsah manganu a železa.

Při formování stabilních půdních agregátů je nezbytné spojení s organickou hmotou, hliníkem nebo oxidy železa, silikáty a vápenatými uhličitany (Barral et al., 1998). Tato teorie byla prokázána na lokalitě Hostouň, kde z výsledků vícenásobné lineární regrese byl vliv karbonátů prokázán, spolu s obsahem železa. A po úpravě regrese byl prokázán i vliv obsahu organické hmoty. Jakšík (2015) ve své práci uvádí, že v některých vzorcích s nízkým obsahem organické hmoty byla stabilita agregátů pravděpodobně pozitivně ovlivněna oxidy železa a v několika případech i obsahem karbonátů. Pro určité body na lokalitě Hostouň v částech svahu, kde probíhala eroze, byl zjištěn nižší obsah organické hmoty, naopak nejvyšší hodnoty obsahu karbonátů v rámci analyzovaných vzorků.

Nejmenší stabilita byla naměřena na svazích, které byly velmi ovlivněny půdní erozí. Největší stabilita byla naměřena v horních částech svahu a v částech, kde již došlo k sedimentaci oderodovaného materiálu (Jakšík et al., 2015). Obdobu těchto výsledků je možné sledovat na všech vybraných lokalitách, kde v kokávních částech byla stabilita vždy menší. Naopak stabilnější půdní agregáty byly v horních neoderodovaných částech a spodních sedimentačních částech území. Podobné výsledky publikovala i Zádorová et al. (2011). Ta ve svých výsledcích vyhodnotila nejvyšší stabilitu agregátů v nenarušených horních částech zájmového území a také v částech, kde docházelo k akumulaci oderodovaného materiálu, byla stabilita agregátů větší. Na stabilitě se tak projevil i obsah nově naakumulovaném množství organické hmoty. Naopak nízký WSA index byl v její studii ovlivněn především akumulací materiálu, který byl tvořen především spraší.

Výsledky korelace lze porovnat s výsledky, které publikoval Jakšík et al. (2015). V jeho studii byla ve vztahu ke sklonu terénu nalezena pozitivní (negativní) korelace s obsahem oxidovatelného uhlíku, obsahem železa (Feo, Fed) a manganu (Mno, Mnd) a magnetickou susceptibilitou. Tyto výsledky bylo možné podobně najít na lokalitě Vidim, kde byla nalezena korelace mezi sklonem terénu a oběma půdními reakcemi, WSA indexem, obsahem železa (Mno, Mnd) a obsahem železa (Feo). Na lokalitě Sedlčany podobnost těchto výsledků nebyla nalezena. Na lokalitě Hostouň byla kromě korelace s obsahem organické hmoty a obsahem železa (Feo) také s obsahem karbonátů. Obsah karbonátů ve studii (Jakšík et al., 2015) byla hodnocena na nižší hladině spolehlivosti. Na lokalitě Železná byla obdoba předešlých korelací shodná pouze s obsahem železa (Fed).

V jedné ze studií (Zádorová et al., 2011) uvádí, že na stabilitu půdních agregátů má z vlastností terénu vliv především zakřivení. V tomto případě korelační analýzou byl prokázán vztah mezi horizontálním zakřivením a hodnotou WSA indexu. Naopak Cantón (2009) při analýzách vlivu terénu na stabilitu agregátů neprokázal jakoukoliv korelaci.

7 Závěr

Cíle této práce byly splněny. Stabilita půdních agregátů byla stanovena na čtyřech morfologicky rozdílných lokalitách s různými půdními typy. Ve vybraných bodech nebo v celé odběrové síti byla stanovena stabilita půdních agregátů vyjádřena jako WSA index a ostatní půdní vlastnosti- aktivní a výměnná půdní reakce, obsah oxidovatelného uhlíku, množství karbonátů, obsah železa a manganu nebo zrnitostní rozbor. Po té byl vyjádřen vztah půdních vlastností k hodnotám WSA indexu. Byly vytvořeny mapy jednotlivých lokalit pro znázornění vybraných půdních vlastností, hodnoty WSA indexu a obsahu oxidovatelného uhlíku byly zobrazeny i rámci terénu. Z digitálního modelu terénu byly vytvořeny podklady map znázorňující sklonitost terénu. Na všech lokalitách byla potvrzena hypotéza, že na území ovlivněné erozí půdy je možné stabilitu půdních agregátů odhadnout na základě vlastností terénu a vybraných půdních vlastností.

Na lokalitě Vidim byl z výsledků vícenásobné lineární regrese prokázán vliv na stabilitu agregátů především obsahem organické hmoty. Jako další vlastnosti, které mohly stabilitu agregátů ovlivnit, byl obsah manganu ve všech jeho formách. Z vlastností terénu byl prokazatelný vliv sklonitostí terénu a horizontálního zakřivení. Vytvořený model by byl vhodný pro předpověď stability agregátů. Avšak vytvořený model nebyl prokázán jako statisticky významný.

Na lokalitě Sedlčany byl prokázán vícenásobnou lineární regresí vliv na stabilitu půdních agregátů pouze v případě výměnné půdní reakce. Z výsledků nebylo patrné, že by vlastnosti terénu měly prokazatelný vliv na stabilitu půdních agregátů. Na této lokalitě nebylo možné vytvořit model pro předpověď stability agregátů.

Na lokalitě Hostouň z výsledků vícenásobné lineární regrese byl pozorován vliv na stabilitu půdních agregátů těmito vlastnostmi- obsah karbonátů, obsah železa a manganu pouze v jejich krystalických formách. Po úpravě vícenásobné lineární regrese byl prokázán i vliv obsahu organické hmoty. Z vlastností terénu byl patrný vliv pouze ve vztahu se sklonem terénu. Model, který byl zde vytvořen by byl vhodný pro předpověď stability agregátů. Z výsledků vícenásobné lineární regrese byla patrná silná závislost mezi půdními vlastnostmi a WSA indexem. Ani v tomto případě však není statisticky významný.

Na lokalitě Železná byl prokázán na stabilitu agregátů především vliv obsahu železa v amorfní formě. Z terénních vlastností měla vliv na hodnotu WSA indexu poloha terénu a zakřivení profilu terénu. Vytvořený model pro předpověď stability agregátů by byl vhodný především při použití terénních vlastností (poloha terénu a zakřivení profilu terénu). Ani tento model nebyl prokázán jako statisticky významný.

Bylo patrné, že nejvyšší hodnoty WSA indexu byly naměřeny v horních neoderodovaných částech a naopak v spodních částech, kde už docházelo k akumulaci oderodovaného materiálu. To bylo viditelné i u jiných půdních vlastností, např. obsah oxidovatelného uhlíku nebo obsah železa a manganu. Naopak nejnižší hodnoty především v rámci stability agregátů byly naměřeny v částech, kde docházelo již k odnosu materiálu z důvodu probíhající eroze.

8 Seznam literatury

- Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability- a literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry* (41), 1-12.
- Amezketta, E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal Sustainable Agriculture* (14), 83-151.
- Anon. 2015. Situační a výhledová zpráva- půda. Ministerstvo zemědělství ČR.
- Ayoubi, S., Karchegani, P., Mosaddeghi, M., Honarjoo, N. 2012. Soil aggregation and organic carbon as affected by topography and land use change in western Iran. *Soil and Tillage Research* (121), 18-26.
- Ball, B. 2013. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. *European Journal of Soil Science*.
- Barral, M., Arias, M., Guérif, J. 1998. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil and Tillage Research* (46). 261-272.
- Bičík, I. a kol. 2009. Půda v České republice. Consult. Praha. s 255. ISBN: 80-903482-4-6
- Borůvka, L., Valla, M., Donátová, H., Němeček, K. 2002. Vulnerability of soil aggregates in relation to soil properties. *Rostlinná výroba* (48). 329-334.
- Bronick, C., Lal, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* (124). 3-22.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Asensio, C., Chamizo, S., Puigdefábregas, J. 2009. Aggregate stability in range sandy loam soils. Relationships with runoff and erosion. *Catena* (77). 192-199.
- Carter, M., Gregorich, E.G. (Eds.). 2007. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed., CRC Press.
- Cassel, D. 1983. Spatial and temporal variability of soil physical properties following tillage of Norfolk loamy sand. *Soil Science Society of America Journal* (47). 196-201.
- Courchesne, F., Turmel, M.C. 2008. Extractable Al, Fe, Mn and Si. In Carter, M.R., Gregorich, E.G., *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed., Canadian Society of Soil Science, CRC Press. 307-315.
- De Leenheer, L., De Boodt, M. 1959. Determination of aggregate stability by the chagne in mean weight diameter. *Mededelingen van landbouwhogeschool en de opzoekingstations van de staat te Gent* 24. 290-300.
- Díaz-Zorita, M., Perfect, E., Grove, J. 2002. Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil and Tillage Research* (64). 3-22.
- Dubbin, W. 2001. *Soils*. The Natural History Museum. London. 110 p. ISBN: 9780565091484

- Edwards, E., Bremmer, J. 1967. Dispersion of soil particles by sonic vibration. *Journal of Science* (18). 47-63.
- Emerson, V. 1967. A classification of soil aggregates based on their coherence in water. *Australian Journal of Soil Research* (5). 47-57.
- ESRI. (2011). ArcGIS Desktop.
- Fristensky, A., Grismer, M. 2008. A simultaneous model for ultrasonic aggregate stability assessment. *Catena* (74). 153-164.
- Fristensky, A., Grismer, M. 2009. Evaluation of ultrasonic aggregate stability and rainfall erosion resistance of disturbed and amended soils of the Lake Tahoe Basin, USA. *Catena* (79). 93-102.
- Grieve, I. 1980. The magnitude and significance of soil structural stability declines under cereal cropping. *Catena* (7). 79-85.
- Chan, J., Heenan, D., Ashley, R. 1994. Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil and Tillage Research* (28). 301- 314.
- Chaney, K., Swift, R. 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Journal of Soil Science* (35), 223-230).
- ISO 10390. 1994. Soil quality- Determination of pH. . International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO 11277, (2009). Soil quality- Determination of particle size distribution in mineral soil material- Method by sieving and sedimentation.
- Jacinthe, P., Lal, R., Kimble, J. 2002. Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall on long-term no-till and plowed soils in southwestern Ohio. *Soil Tillage Research* (66). 23-33.
- Jakšík, O., Kodešová, R., Kubiš, A., Stehlíková, I., Drábek, O., Kapička, A. 2015. Soil aggregate stability within morphologically diverse areas. *Catena* (127). 287-299
- Jastrow, J., Miller, R. 1991. Methods for assessing the effects of biota on soil structure. *Agric. Ecosyst. Environ* (34), 279-303.
- Jirků, V., Kodešová, R., Nikodem, A., Mühlhanslová, M., Žigová, A. 2013. Temporal variability of structure and hydraulic properties of topsoil of three soil types. *Geoderma* (204-205). 43-58.
- Jordanova, D., Jordanova, N., Petrov, P., Tsachleva, T. 2010. Soil development of three Chernozem-like profiles from North Bulgaria revealed by magnetic studies. *Catena* (83). 158-169.
- Jozefaciuk, G., Czachor, H. 2014. Impact of organic matter, iron oxides, alumina, silica and drying on mechanical and water stability of artificial soil aggregates. Assessment of new method to study water stability. *Geoderma* (221-222). 1-10.

- Kemper, W., & Chepil, W. 1965. Size distribution of aggregates. In Black, C.A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1- Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurements and Sampling*. Agronomy 9 Am. Soc. Agr. Inc. Publ. 499-510.
- Kemper, W., & Rosenau, R. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of soil analysis, Part 1: physical and mineralogical methods*. A Klute (eds). ASA, Madison, Wis, America.
- Kleber, M., Mertz, C., Zikeli, S., Knicker, H., Jahn, R. 2004. Changes in surface reactivity and organic matter composition of clay subfractions with duration of fertilizer deprivation. *European Journal of Soil Science* (55). 381-391.
- Kodešová, R., Rohošková, M., Žigová, A. 2009. Comparison of aggregate stability within six soil profiles under conventional tillage using various laboratory tests. *Biologia* (64). 550-554.
- Le Bissonnais. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* (47). 425-437.
- Le Bissonnais, Y. 2016. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. theory and methodology. *European Journal of Soil Science* (67). 1-21.
- Lipiec, J., Walczak, R., Witkowska-Walczak, B., Nosalewicz, A., Slowinska-Jurkiewicz, A., Slawinski, C. 2007. The effect of aggregate size on water retention and pore structure of two silt loam soils of different genesis. *Soil and Tillage Research* (97). 239-246.
- Looppert H.R., Suarez L.D., Carbonate and gypsum, in: Sparks D.L., Page A.L, Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T., Sumner M.E. (Eds.). 1996. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*, Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI. USA. pp. 437–474.
- Mangalassery, S., Sjögersten, S., Sparkes, D., Sturrock, C., Mooney, S. 2013. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. *Soil and Tillage Research* (132). 39-46.
- Mueller, L., Shepherd, G., Schindler, U., Ball, B., Munkholm, L., Hennings, V., a další. 2013. Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. *Soil and Tillage Research* (127), 74-84.
- Nimmo, J. R., Perkins, K. S. 2002. Aggregate stability and size distribution. In: Dane, J. H., Topp, G. C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 4 – Physical Methods* Soil Science Society of America, Inc., Madison, USA
- Němeček, J., a kol., 2001. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha: ČZU Praha spolu s VÚMOP Praha. 79 s. ISBN: 80-238-8061-6
- Papiernik, S., Schumacher, T., Lobb, D., Linstrom, M. L., Eynard, A., Schumacher, J. 2009. Soil properties and productivity as affected by topsoil movement within an eroded landform. *Soil and Tillage Research* (102). 67-77.

- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, D., McNair, M., Shpritz, L. 1995. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science, New Series* (267) 1117-1123.
- Rawlins, B., Wragg, J., Lark, R. 2013. Application of a novel method for soil aggregate stability measurement by laser granulometry with sonication. *European Journal of Soil Science* (64). 92-103
- Rhoton, F., Duiker, S. 2008. Erodibility of a soil drainage sequence in the loess uplands of Mississippi. *Catena* (75). 164-171.
- Rohošková, M., Valla, M. 2004. Comparison of two methods for aggregate stability measurement- a review. *Plant Soil Environment* (50). 379-382.
- Saygin, S., Cornelis, W., Erpul, G., Gabriels, D. 2012. Comparison of different aggregate stability approaches for loamy sand soils. *Applies Soil Ecology* (54), 1-6.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation on temperate and tropical soils- effect of no tillage. *Agronomie* (22), 755-775.
- Statsoft. 2013. *Statistica* 12.
- Stavi, I., Lal, R. 2011. Variability of soil physical quality in uneroded, eroded and depositional cropland sites. *Geomorphology* (125). 85-91.
- Šamonil, P., Tejnecký, V., Borůvka, L., Janík, D., Šebek, O. 2010. The role of tree uprooting in Cambisol development. *Geoderma* (159). 83-98.
- Šarapatka, B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 232 s. ISBN: 978-80-244-3736-1
- Šarapatka, B., Dlapa, P., Bedrna, Z. 2002. *Kvalita a degradace půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Ministerstvo životního prostředí ČR. 246 s. ISBN: 80-244-0584-9
- Šímek, M. 2005. *Základy nauky o půdě- 1. Neživé složky*. České Budějovice: Biologická fakulta JU. České Budějovice. 159 s. ISBN: 80-7040-747-6
- Tisdall, J., Oades, J. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* (33). 141-163.
- Tobiášová, E. 2011. The effect of organic matter on the structure of soils of different land uses. *Soil and Tillage Research* (114), 183-192.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978, *Predicting rainfall erosion losses- Guide to conservation planning*. *Agricultural Handbook* (537). Washington DC. 58 pp
- Wuddivira, M., Camps-Roach, G. 2007. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *European Journal of Soil Science* (58), 722-727.
- Yoder, R. 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the

physical nature of erosion losses. J. Am. Soc. Agron. (28), 337-351.

Young, R. 1984. A method of measuring aggregate stability und waterdrop impact. Transaction of the American Society of Agricultural Engineers (27), 1351-1353.

Zádorová, T., Brodský, L., Rohořková, M. 2009. Soil-terrain Modelling and Erosion Analysis at Field Scale Level, a Case Study. Soil and Water Research (4), 84-90.

Zádorová, T., Jakšík, O., Kodešová, R., Penížek, V. 2011. Influence of terrain attributes and soil properties on soil aggregate stability. Soil and Water Research (6), 111-119.