

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Studijní program: M4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Pozemkové úpravy a převody nemovitostí

Katedra: Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Půdoochranné zpracování půdy jako důležitý protierozní faktor při
KPÚ

Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. Jan Horáček, CSc.

Autor: Jana Edelmanová

České Budějovice, duben 2011

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Zemědělská fakulta

Katedra agroekologie

Akademický rok: 2008/2009

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: Jana EDELMANOVÁ

Studijní program: M4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Pozemkové úpravy a převody nemovitostí

Název tématu: Půdoochranné zpracování půdy jako důležitý protierozní faktor při KPÚ

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Cílem práce bude posouzení vlastností půdy po střednědobém bezorebném zpracování majících rozhodující vliv na možný odnos částic půdy vodní erozí, kdy hlavní pozornost bude zaměřena na stabilitu (vodostálost) půdních agregátů a další vlastnosti tuto stabilitu podporující.

Po provedené rešerši z naší i zahraniční literatury bude rozdělení a stabilita agregátů zjištěna v poloprovozním pokuse ve Studené, vyhodnocena a statisticky zpracována.

Ke zpracování použijte skripta Technika zpracování bakalářských a diplomových prací (Kareš, J., Vaněček, D., Burešová, M., 2007) a Práce s VTI (Milota, J., Nýdl, V., 1996).

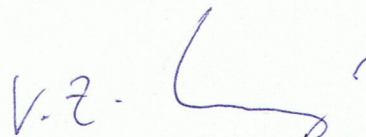
Rozsah grafických prací: **dle potřeby**
Rozsah pracovní zprávy: **60 stran**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**
Seznam odborné literatury:

- Němeček, J. a kol.: Klasifikační taxonomický systém půd České republiky. SZN Praha, 2001.
Ledvina, R. a kol.: Geologie a půdoznalství. Studijní texty. ZF JU v Č. Budějovicích, 2000, 203 s.
Horáček, J. a kol.: Geologie a půdoznalství. Studijní texty - cvičení. ZF JU v Č. Budějovicích, 1994, 114 s.
Hůla, J., Procházková, B. a kol.: Minimalizace zpracování půdy. Profi Press Praha, 2008, 248 s.

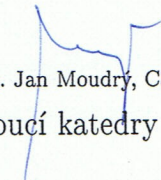
Vedoucí diplomové práce: **doc. Ing. Jan Horáček, CSc.**
Katedra agroekologie

Datum zadání diplomové práce: **16. února 2009**
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2011**

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13 ④
370 05 České Budějovice


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

L.S.


prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 16. února 2009

Prohlašuji, že svou diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

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

Datum

.....

Jana Edelmanová

Touto cestou bych ráda poděkovala vedoucímu diplomové práce doc. Ing. Janu Horáčkovi, CSc. za odborné vedení, cenné připomínky, pomoc a trpělivost při zpracování této diplomové práce.

Vděčnost a poděkování zasluhuje též ředitel společnosti STAGRA, s. r. o. za poskytnutí informací, Ing. Věra Čechová za pomoc při zpracování dat a kolegyně Anna Hejdová za spolupráci v laboratořích.

V neposlední řadě nesmím opomenout ani okruh mých nejbližších.

Abstrakt

Obsahem této práce je porovnání erodibility půdy při konvenčním a půdoochranném zpracování půdy ve vztahu k půdní organické hmotě. Za zájmovou lokalitu byla vybrána oblast Studená, kde je půdoochranné zpracování používáno od roku 1994 společně s konvenčním. V roce 2009 byly z obou variant odebrány půdní vzorky z hloubek 0,05; 0,15 a 0,25 m. Z těchto vzorků byly vyhodnoceny veškeré půdní vlastnosti, které mohou ovlivnit erozi, nebo jsou jí ovlivněny. Zejména je tato práce zaměřena na vztah mezi zpracováním a půdní organickou hmotou. Z fyzikálních vlastností byla zkoumána měrná hmotnost a zrnitostní frakce menší než 0,01 mm právě ve vztahu k fracím POH a stabilitě půdních agregátů. Mnohem hlouběji byla rozebrána oblast fyzikálně chemických vlastností. Z nich bylo zvláštní pozornosti věnováno oblasti půdní organické hmoty stanovením řady parametrů a jejich porovnáním.

Klíčová slova: zpracování půdy; fyzikálně chemické vlastnosti půdy; erodibilita

Summary

The content of this thesis is to compare the soil erodibility in conventional (CT) and soil protection tillage (minimum tillage-MT) in relation to soil organic matter (SOM) in the location of interest – Studená. The soil protection tillage has been used there since 1994 together with conventional. In 2009, the two variants of soil samples were taken from soil depths 0.05, 0.15 and 0.25 m. All soil properties, which may affect erosion or which are affected by it, were analyzed from these soil samples. In particular, this thesis focuses on the relationship between tillage and soil organic matter. There were studied some chosen physical properties as specific gravity and size fraction less than 0.01 mm just in relation to fractions of SOM and soil aggregations stability. Physical-chemical properties have been analyzed more deeply. Of these, special attention was paid to the soil organic matter by establishing a number of parameters and comparing them.

Key words: soil tillage; soil physical-chemical properties; erodibility

Obsah:

1. ÚVOD.....	9
2. PŘEHLED LITERATURY.....	10
2.1 Zpracování půdy půdoochrannými technologiemi.....	10
2.1.1 Půdoochranné zpracování půdy, historie a varianty jeho dělení.....	10
2.1.2 Výhody a nevýhody půdoochranného zpracování půdy.....	12
2.2 Fyzikálně - mechanické vlastnosti půd.....	16
2.2.1 Půdní hmotnosti.....	16
2.2.2 Pórovitost a vzdušné charakteristiky půdy.....	18
2.2.3 Textura půdy.....	19
2.2.4 Půdní voda.....	21
2.2.5 Struktura půdy a vodostálost agregátů.....	24
2.2.6 Kompakce (zhuštění) zemědělských půd.....	29
2.3 Fyzikálně – chemické vlastnosti půdy.....	31
2.3.1 Půdní reakce.....	31
2.3.2. Pufrační schopnost půd.....	34
2.3.3. Půdní sorpce.....	37
2.4 Půdní organická hmota.....	39
2.4.1 Dělení půdní organické hmoty.....	39
2.4.2 Funkce půdní organické hmoty.....	41
2.4.3 Množství a kvalita půdní organické hmoty v půdě a jejich stanovení....	42
2.4.4 Zpracování půdy a půdní organická hmota.....	46
2.5 Eroze půdy.....	49
2.5.1 Eroze a její faktory.....	49
2.5.2 Vodní eroze.....	51
2.5.3 Větrná eroze.....	52
2.5.4. Půdoochranné zpracování a eroze.....	54
2.6 Pozemkové úpravy.....	55
2.6.1 Význam pozemkových úprav.....	55
2.6.2 Současný stav pozemkových úprav, legislativa.....	55
2.6.3 Bonitace půdního fondu.....	57
3. CÍL PRÁCE.....	62

4. MATERIÁL A METODIKA.....	62
4.1 Charakteristika stanoviště.....	62
4.2 Použitá agrotechnika.....	63
4.3 Odběr a úprava půdních vzorků.....	64
4.4 Metodiky stanovení fyzikálních vlastností půdy.....	65
4.4.1 Základní rozbor neporušeného půdního vzorku.....	65
4.4.2 Stanovení měrné hmotnosti M_z	65
4.4.3 Stanovení zrnitosti.....	65
4.4.4 Stanovení vodostálosti agregátů.....	65
4.5 Fyzikálně chemické vlastnosti.....	66
4.5.1 Stanovení aktivní a výměnné půdní reakce potenciometricky.....	66
4.5.2 Stanovení pufrovitosti půd.....	66
4.5.3 Stanovení sorpční kapacity.....	66
4.5.4 Stanovení charakterizující organickou hmotu v půdě.....	67
4.6 Statistické zpracování výsledků.....	68
5. VÝSLEDKY A DISKUSE.....	69
5.1 Fyzikální vlastnosti půd.....	69
5.1.1 Měrná hmotnost.....	69
5.1.2 Zrnitost.....	70
5.1.3 Vodostálost strukturních agregátů.....	72
5.2 Fyzikálně – chemické vlastnosti půdy.....	75
5.2.1 Půdní reakce.....	75
5.2.2 Pufrovitost půd.....	76
5.2.3 Kationtová sorpční výměnná kapacita.....	77
5.2.4 Půdní organická hmota.....	79
6. ZÁVĚR.....	87
7. SEZNAM PŘÍLOH.....	90
8. SEZNAM PŘÍLOH.....	99

1. ÚVOD

Půda je nenahraditelným přírodním bohatstvím. Její zdroje nejsou neomezené, a je proto třeba ji chránit. Zejména v posledních letech se setkáváme s jejím značným úbytkem z důvodu rozšiřující se výstavby. Zatímco tato ztráta půdy je výsledkem ryze antropogenní činnosti, obrovské riziko její ztráty představuje i antropogenní činnost v kombinaci s přírodními faktory v podobě eroze.

Vodní a větrnou erozí je ohroženo téměř 60 % orné půdy České republiky. Na základě formy a intenzity může eroze způsobit nejen ztrátu půdy, ale i změnu mnoha půdních vlastností. Na její potlačení existuje celá řada protierozních opatření. Z nich je tato práce zaměřena na půdoochranné zpracování půdy, které má obecně dosahovat lepších protierozních vlastností půdy nežli konvenční způsob zpracování.

Odhady minimalizačně zpracovávaných ploch (bez hluboké orby) se na základě množství prodané techniky pohybují v ČR kolem více než 30 %. Stále však převládá orebný způsob zpracování, a to nejen v České republice, ale i celé Evropě. Přitom právě půdoochranné zpracování vede ke zlepšení půdního, a tím i životního prostředí, a to nejen omezením erozního rizika. S minimalizací vstupů na pozemek, intenzity a hloubky zpracování se snižuje utužení půd, mění se půdní vlastnosti a v neposlední řadě se snižují i náklady na jednotku produkce.

Zjištění erozní ohroženosti pozemků a její následné řešení je součástí komplexních pozemkových úprav. V posledních letech dochází k jejich rozvoji díky zvyšujícím se dotacím ze státního rozpočtu i fondů Evropské unie a také díky současnému legislativnímu zabezpečení. V rámci přípravné fáze se právě jeden z průzkumů věnuje erozní ohroženosti pozemků. Na samotném projektantovi je pak určení její závažnosti a navržení správných protierozních opatření. Tato opatření jsou řešena v rámci plánu společných zařízení. Půdoochranné zpracování půdy patří do skupiny tzv. agrotechnických opatření. Vzhledem k tomu, že jedním z hlavních cílů komplexních pozemkových úprav je ochrana životního prostředí a ochrana a udržení úrodnosti půdního fondu, mělo by být půdoochranné zpracování půdy přednostně navrhováno, neboť přesně tyto požadavky splňuje.

Hlavním smyslem mé práce je poukázat na rozdíly v erodibilitě při konvenčním a půdoochranném zpracování půdy, zaměřením se na vybrané půdní vlastnosti, které mohou erozi ovlivnit nebo jsou jí ovlivněny, zejména však na vztah mezi zpracováním a půdní organickou hmotou.

2. PŘEHLED LITERATURY

2.1 Zpracování půdy půdoochrannými technologiemi

2.1.1 Půdoochranné zpracování půdy, historie a varianty jeho dělení

Úvahy o minimálním zpracování půdy se objevují na začátku 20. století, kdy se v USA začíná realizovat program ochrany půdy před erozí omezeným používáním pluhu s odhrnovačkou.

Situace s erozí se v USA zhoršovala, a tak byla v roce 1933 vytvořena státní organizace Půdně-erozní služba, která se za dva roky přetransformovala na Půdně-konzervační službu. Cílem této organizace bylo podpořit nové způsoby zpracování půdy, které sníží půdní erozi a udrží půdní úrodnost (SPRAGUE, TRIPLETT, 1986).

Řešení vzniklých problémů s erozí vidí většina odborníků v rozšíření tzv. půdoochranných technologií. Během posledních 25 let expandovalo půdoochranné zpracování půdy po celých Spojených státech a Kanadě a stalo se součástí vládního programu, který ochraňuje půdu před vodní a větrnou erozí (KAPUSTA et al., 1996).

KINSELLA (1998) uvádí, že dlouhodobé používání orby v USA mělo za následek snížení mocnosti ornice vodní a větrnou erozí o 50 %, snížení obsahu půdní organické hmoty a destrukci půdní struktury.

Pro rozšíření půdoochranných technologií měl největší význam vývoj totálních herbicidů, které nahrazují primární efekt orby v eliminaci plevelů a zanechávají organickou hmotu na půdním povrchu. Kvalita půdní struktury zůstává, anebo se zlepšuje, odtok vody na strmých svazích se omezuje tak, jak je povrch půdy chráněn před vlivy větru a deště mulčem (SPRAGUE et al., 1962).

Nepříznivé doprovodné jevy konvenčních systémů zpracování, především snížená odolnost půdy vůči nevratným erozním procesům a vůči technogennímu zhutňování, i zvýšené riziko kontaminace podzemní vody sloučeninami dusíku při intenzivním zpracování půdy vedou k ověřování a zavádění netradičních postupů zpracování půdy, označovaných jako postupy půdoochranné. Ty v různé míře využívají zkušenosti s tzv. minimálním zpracováním půdy (HŮLA, 1988).

V Evropě stále ještě převažuje klasické zpracování půdy pluhem. V současné době se zde neoré okolo 10 % ploch. V některých oblastech Francie a Německa je

tento podíl mnohem vyšší. Přímé setí plodin do nezpracované půdy hraje v Evropě dosud nevýznamnou roli. V České republice má výzkum i používání minimalizačních technologií zpracování půdy dlouholetou tradici. Výzkum je prováděn již od počátku šedesátých let (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ et al., 2008).

Základním principem je, že se neprovádí orba pluhem, ale půda je zpracována do požadované hloubky jiným nářadím s aktivními či pasivními pracovními orgány, nebo se seje přímo do nezpracované půdy. Část posklizňových zbytků, nebo všechny, jsou ponechány na povrchu půdy, či jsou zapraveny těsně pod povrch půdy (KOLÍNSKÝ, 1994).

ŠIMON (1997) uvádí že, půdoochranné způsoby zpracování půdy jsou orientovány na organické, biologické a ekologické aspekty v soustavě hospodaření na půdě. Vyznačují se redukcí pracovních operací při zpracování tím, že se snižuje četnost pojezdů po půdě, omezuje se utužení půdy a zlepšuje se propustnost půdy.

Jako základní systémy půdoochranného zpracování půdy autor uvádí: no-till, ridge-till a mulch-till.

- No-till - půda zůstane neporušená od sklizně do setí následné plodiny.
- Ridge-till - od sklizně do setí následné plodiny zůstává půda nezpracovaná. Setí nebo sázení se realizuje na hřebenech hrůbků, které se vytvářejí před setím nebo v průběhu vegetace.

- Mulch-till - půda se zpracovává při setí kypřícím nářadím.

BAKER et al. (1996) rozšiřují definice pojmů o následující:

- Minimum-tillage / reduced-tillage (minimální / redukované zpracování půdy) představuje zpracování půdy omezené na minimum, které je nutné pro založení porostu plodin nebo pro regulaci zaplevelení.
- Strip-tillage (zpracování půdy v pásech) je označení pro technologii, u které se zpracovává půda v úzkých pruzích, do nichž je uloženo osivo. Mezi těmito pruhy zůstává půda mechanicky nezasazena. Je však třeba upozornit na to, že stejný termín bývá používán v literatuře pro označení jednoho z protierozních způsobů obhospodařování svažitých pozemků.

ŠABATKA (1998) dále poukazuje na existenci řady půdoochranných subvariant navazujících zejména na nové strojní vybavení či systémy pěstování plodin.

2.1.2 Výhody a nevýhody půdoochranného zpracování půdy

Některé z výhod i nevýhod půdoochranného zpracování půdy byly již zmíněny v předešlé kapitole. Za hlavní výhody lze považovat následující:

Omezení eroze půdy a zlepšení vláhových poměrů zejména pro vzejití osiva

Eroze, ať už vodní nebo větrná, znamená nevratné poškození půdy. Rostlinné zbytky zůstávající na povrchu půdy a v povrchové půdní vrstvě mohou významně přispívat k omezení těchto druhů eroze půdy. RASMUSSEN a PARTON (1994) shrnují poznatky více autorů v konstatování, že pokrytí 20 – 30 % povrchu půdy rostlinnými zbytky v době setí snižuje vodní erozi o 50 až 90 % ve srovnání s holým povrchem půdy. Umístění a množství rostlinných zbytků během vegetace a speciálně po sklizni plodiny ovlivňuje vodní a větrnou erozi, půdní teplotu a vlhkost půdy. Hmotnost rostlinných zbytků na jednotku plochy je tradičně používané hodnotící kritérium. Poslední studie ale ukazují, že vhodnějším kontrolním ukazatelem je procentuální vyjádření povrchu, který je pokryt rostlinnými zbytky. Toto kritérium lépe koreluje s vlivy, které kontrolují erozi a ochraňují půdu před evaporací vody (SPRAGUE, TRIPLETT, 1986).

Z našich autorů se problematikou eroze v různých variantách zpracování půdy věnuje řada autorů. Z nich např. VACH a JAVŮREK (2010) přisuzují minimalizační technologii, a zejména pak systémům ochranného zpracování půdy zásadní efekt k omezení vodní i větrné eroze. Stupeň ochrany dle autorů závisí na množství posklizňových zbytků, které zůstanou na povrchu půdy, a na množství půdních částic, které se uvolní během zpracování půdy. Vliv různých strojů ke zpracování půdy na množství posklizňových reziduí na povrchu půdy uvádí tab. č. 1. V důsledku snížení eroze dochází k omezení odtoku vody a ztráty půdy, což potvrzují údaje z provedených polních pokusů s různými způsoby zpracování půdy ke kukuřici na svahu 12° při dešti 31 mm (viz tab. č. 2).

Tab. č. 1: Množství posklizňových zbytků na povrchu po zpracování půdy různými stroji (ŠIMON et al., 1999)

Stroj	posklizňové zbytky na povrchu půdy [%]
Pluh	0-5
Dlátový kypřič s 5 cm širokými radličkami	75
Těžký talířový kypřič	6

Tab. č. 2: Vliv různých způsobů zpracování půdy na odtok vody na svahu 12° (ŠIMON et al., 1999)

Způsob zpracování půdy	Odtok vody [mm]	Odnos půdy [t.ha ⁻¹]
Konvenční obdělávání	6,0	2,3
Kypření půdy	2,7	0,2
Bez obdělávání	0	0

Nejúčinnějším opatřením k omezení eroze půdy je přímé setí bez zpracování půdy, ovšem pouze tehdy, je-li povrch půdy dostatečně pokryt rostlinnými zbytky. Při malém množství rostlinných zbytků je z hlediska omezení eroze výhodnější kypření, protože zvyšuje propustnost půdy pro vodu a zvyšuje schopnost půdy ji pojmout (BLEVINS et al., 1977).

HOLÝ (1997) uvádí, že technologie mělkého zpracování půdy zajišťuje rychlejší a rovnoměrnější vzcházení a rostliny vykazují vyšší dynamiku růstu. Nepochází k neproduktivní ztrátě vody výparem jako při hlubokém kypření nebo orbě. Naopak, vláha je dokonale zachovaným systémem kapilárních pórů přiváděna přímo k osivu.

U půd ohrožených větrnou erozí, což jsou často lehké půdy, je třeba omezit nakypřování jejich povrchu. Tyto půdy by neměly být zpracovávány za sucha, aby nedocházelo k jejich rozprašování (HŮLA et al., 1997).

Ekonomická efektivnost

Příčiny jakékoli minimalizace v procesu zpracování a přípravy půdy lze v podstatě vždy hledat v ekonomickém tlaku na zemědělské hospodaření. Snaha snížení nákladů na nejnížší možnou mez proto přinesla již krátce po 2. světové válce myšlenku i nyní pro mnohé kacířskou - vynechání orby a nulové nebo jen minimální zpracování půdního povrchu. Snaha o nízké náklady je ovšem věc jedna a výsledný efekt hospodaření věc druhá. Proto došlo postupem času k zachování jen těch bezorebných technologií, které zjednodušeně řečeno umožnily snížit celkové náklady na výrobu stejného množství určitého zemědělského výrobku v porovnání s klasickým orebným systémem (PRCHAL, 1992).

Největších finančních úspor dosahuje půdoochranný systém v úsporách energie (nafty) a ve snížení operačních časů (SUŠKEVIČ, 1997). Naopak jiní autoři

uvádějí, že celkové náklady jsou u půdoochranných a konvenčních technologií stejné. U technologií půdoochranného zpracování půdy je spotřeba nafty nízká, příznivé jsou i ostatní náklady, ovšem likvidace vzešlého výdrolu herbicidem představuje náklady přibližně na úrovni nákladů na střední orbu (HŮLA et al., 1997). ŠKODA (1997) konstatuje, že naše zemědělství nemá dostatek finančních prostředků na investice a v mnoha případech ze strachu před zadlužením a bankrotem zaostává vybavení zemědělských podniků progresivní technikou. Klasická předset'ová příprava založená na středně hluboké orbě nevyžaduje speciální stroje ani nářadí. To bývá často rozhodujícím kritériem pro uvedený způsob zpracování půdy a je odpovědí na otázku, proč v našem zemědělství tento klasický způsob dosud převládá.

Půdoochranné zpracování půdy založené na mělkém kypření je energeticky méně náročné, což se projeví v úspoře nákladů na zakládání porostů. Zvláště na obtížněji zpracovatelných půdách se sklonem k tvorbě hrud při orbě znamená zjednodušené zpracování snazší přípravu půdy k ozimům, neboť při mělkém kypření se velké hroudy nevytvářejí (HŮLA et al., 1997).

Zlepšení půdní struktury

Omezení intenzity zpracování půdy a vyloučení obracení skývy při orbě je přisuzováno zlepšení strukturního stavu půdy, ovšem za předpokladu, že půda nebude vystavována nadměrným tlakům pojezdových ústrojí zejména při vyšší půdní vlhkosti. Podpora tvorby a stability agronomicky cenné půdní struktury souvisí s ponecháním půdy nebo části půdního profilu v původním uložení, s využíváním fytomelioračního účinku kořenového systému plodin a s podporou rozvoje půdních organismů (KUBINEC, KOVÁČ, 1998).

LEDVINA et al. (2000) konstatují, že zemědělské stroje a nářadí ve větší míře v orniční vrstvě půdní strukturu ničí. Mechanické ničení půdní struktury spočívá v tom, že se narušují půdní agregáty a vytvářejí se nestrukturní mikroagregáty menší než 0,25 mm. Tvorba nestrukturních agregátů závisí mj. na vlhkosti půdy a druhu použitého nářadí (pracovních orgánech strojů).

Ochrana vod před znečištěním nitráty

Uplatněním systémů zpracování půdy bez orby je možné významně omezit tvorbu a akumulaci nitrátového dusíku v půdě. Systém nabývá na významu zejména ve zranitelných zónách (RŮŽEK, 1999).

Ochranné zpracování půdy založené na vyloučení orby může představovat pro pěstitele rizika související zejména s vyššími nároky na kvalifikované využívání herbicidů a dalších agrochemikálií pro ochranu rostlin (HŮLA, 2000).

Regulace plevelů, chorob a škůdců

V této oblasti se setkáváme především s negativními ohlasy na bezorebné systémy zpracování půdy. Při přechodu z konvenčního na půdoochranné zpracování půdy lze pozitivně hodnotit jen předchozí uložení semen orbou do hloubek, odkud již nemohou klíčit, ale při případném návratu ke konvenčnímu zpracování může tato zásoba působit potíže (ŠKODA, 1999). Dále se uvádí obecně větší množství rozvoje plevelů, zejména vytrvalých, a s tím i vyšší náklady na herbicidní ochranu, vč. likvidace výdrolů. Podobná je situace u chorob a škůdců, zde většina autorů uvádí opět vyšší náklady na fungicidy a další pesticidy (MIKULKA, 1998).

Při využívání mulče ze slámy obilnin mohou narůstat škody způsobené hraboši, což se týká roků s přemnožením tohoto škůdce (HŮLA, 2000).

Obměna strojového parku

Při přechodu z konvenčního na zjednodušené zpracování půdy bez orby může být pro zemědělské podniky významným rizikem obměna strojového parku. Jedná se o vybavení stroji na kvalitní mělké kypření půdy, a zejména secími stroji, které umožňují setí do minimálně zpracované půdy i přímé setí do nezpracované půdy (HŮLA, 2000).

2.2 Fyzikálně - mechanické vlastnosti půd

2.2.1 Půdní hmotnosti

Měrná hmotnost M_z

Je hmotnost objemové jednotky pevné fáze půdy za předpokladu, že pevné částice dokonale vyplňují daný prostor. Průměrná měrná hmotnost půdy je blízká nejvíce zastoupenému nerostu v půdě - křemenu, tj. $2,65 \text{ g.cm}^{-3}$. Tuto hodnotu snižuje větší obsah humusu, naopak ji zvyšuje obsah těžkých minerálů. Význam měrné hmotnosti je v tom, že podle její konkrétní hodnoty je možné usuzovat na mineralogické složení půdy a obsah organických látek (LEDVINA et al., 2000).

SÁŇKA a MATERNA (2004) konstatují, že průměrná měrná hmotnost našich minerálních půd se pohybuje kolem $2,6\text{-}2,7 \text{ t.m}^{-3}$, u organických půd klesá až pod $1,5 \text{ t.m}^{-3}$. Pro soubor pozorovacích ploch bazálního monitoringu zemědělských půd činí průměrná hodnota měrné hmotnosti $2,69 \text{ t.m}^{-3}$, minimum je $1,8 \text{ t.m}^{-3}$ a maximum $2,92 \text{ t.m}^{-3}$.

Orientační hodnoty měrné hmotnosti pro hlavní horizonty zemědělských půd udává HONSA a KŇÁKAL (1999), viz následující **tabulka č.3**

hustota [t.m^{-3}]	Horizont
< 2,0	rašelinné horizonty
2,0 – 2,4	zrašelinělé horizonty
2,4 – 2,5	silně humózní horizonty
2,5 – 2,6	povrchové humózní horizonty
2,6 – 2,7	hlinité horizonty s humusem kolem 1 %
2,7 – 2,8	železem obohacené iluviální horizonty, a to i při obsahu org. látek 2 – 5 %

SPRAGUE a TRIPLETT (1986) zjistili, že půdoochranné zpracování půdy snižuje hodnoty měrné hmotnosti v povrchové vrstvě (0-0,05 m), což podle nich způsobuje větší množství půdní organické hmoty v této vrstvě.

Naopak HORÁČEK et al. (2009) nezjistili ve střednědobém polním pokusu statisticky významný rozdíl u M_z v žádné ze tří sledovaných hloubek půdního profilu s uplatněním minimálního a konvenčního způsobu zpracování.

Objemová hmotnost a objemová hmotnost redukována

Objemová hmotnost půdy je hmotnost objemové jednotky v neporušeném stavu, tj. s póry vyplněnými momentním obsahem vody a vzduchu. Její hodnota závisí na měrné hmotnosti, na podílu pórů a míře jejich zaplnění vodou. Je to hodnota nestálá, která se mění během roku hlavně v závislosti na vlhkostních poměrech v půdě (LEDVINA et al., 2000). Větší objemová hmotnost obvykle znamená menší pórovitost a menší pohyb vody a vzduchu (PAVEL et al., 1984).

Redukovaná objemová hmotnost půdy je hmotnost objemové jednotky půdy v neporušeném stavu po vysušení do konstantní hmotnosti, tzn. bez vody v pórech. Je to hodnota stálější a pohybuje se ve svrchních půdních vrstvách nejčastěji v rozmezí 1,2-1,5 g.cm⁻³ v závislosti na měrné hmotnosti a celkovém objemu pórů v půdě. Ve spodině je půda zpravidla ulehlejší, s menším objemem pórů a menším obsahem humusu, a proto zde hodnota O_r vzrůstá na 1,6-1,8 g.cm⁻³ (LEDVINA et al., 2000). Objemová hmotnost redukována do určité míry indikuje kyprost nebo ulehlost půdy a její strukturotvornost (PAVEL et al., 1984). Ve spojení se zrnitostí je vhodným a nejčastěji využívaným ukazatelem hlavně nadměrné kompakce (utužení) půd (HORÁČEK et al., 2009).

U bezorebných technologií je obecně vyšší objemová hmotnost v nezpracovávané vrstvě ornice oproti orbě. Ve zpracovávané vrstvě (0,05-0,15 m) je většinou nižší, ale do sklizně se zvyšuje a přibližuje se konvenčnímu zpracování. V nezpracovávané hloubce (okolo 0,3 m) může být u minimalizace O_r někdy i nižší (příznivější) než u orby, jak dokládají např. HORÁČEK et al., 2009. U půdy ponechané bez zpracování se v průběhu času projevuje tzv. nakypřovací efekt (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ, et al., 2008).

V polním pokusu ve Studené probíhá minimální zpracování nepřerušovaně 12 let. Průměrná objemová hmotnost redukována O_r v kambizemi za posledních pět let očekávaně stoupá (zhoršuje se) směrem od povrchu do hloubky, zejména na podzim, přičemž lze říci, že v neorané minimálně zpracované variantě je pokles rozložen rovnoměrněji na všechny tři hloubky. V orané kontrole je většinou hloubka 0,15-0,2 méně utuženější než varianta zpracovávaná redukováně. V hloubce 0,25-0,3 m již zaznamenáváme výrazně vyšší průměrnou hodnotu O_r , která je srovnatelná s hodnotou neoraného profilu, případně ji překračuje (HORÁČEK et al., 2009).

2.2.2 Pórovitost a vzdušné charakteristiky půdy

Pórovitost půdy

Pórovitost půdy je vedle struktury hlavním znakem prostorového uspořádání půdního těla jako třífázového systému. Půda je hmota pórovitá, mezi pevnými částicemi půdy a jejich shluky (agregáty) jsou volné prostory, tedy půdní póry. Jsou to cesty, kterými vnikají do půdy faktory vnějšího prostředí - voda a vzduch, které vyvolávají v půdním těle pochody zvětrávací a půdotvorné, umožňují pronikání kořenů do půdy a pohyb edafonu i cirkulaci roztoků a plynů v půdě (LEDVINA et al., 2000).

Pro funkci pórů je významná jejich velikost. Stanovuje se nepřímo podle druhu a velikosti sil, které působí na vodu v nich obsaženou. Póry se třídí na kapilární (jemné), nekapilární (hrubé) a semikapilární (střední).

Kapilární póry jsou takové, v kterých voda nepodléhá gravitaci a je ovládána kapilárními silami, které vodu zadržují a umožňují její pohyb proti působení gravitace. Vzduch se do nich dostává nesnadno a jeho pohyb je v nich omezený. Průměr mají menší než 0,2 μm . V těchto pórech probíhají chemické, fyzikálně chemické a biologické pochody (LEDVINA et al., 2000; PAVEL et al., 1984). Optimální zastoupení kapilárních pórů má být asi 2/3 z pórovitosti. Zbytek má být přibližně rovným dílem rozdělen mezi póry semikapilární a nekapilární. Objem kapilárních pórů se většinou ztotožňuje s hodnotou retenční vodní kapacity RVK, respektive experimentálně stanovené přibližné retenční vodní kapacitě RVK₂₄ (HORÁČEK et al., 1994).

Nekapilární póry charakterizuje neomezené působení gravitace na vodu, která se v nich volně pohybuje do spodiny a na její místo se dostává volně vzduch. Mají význam hlavně pro provzdušení půdy a vzájemnou výměnu plynných složek mezi půdou a ovzduším. Obvykle mají stejnou hodnotu jako rozdíl celkové pórovitosti a vlhkosti třicetiminutové (LEDVINA et al., 2000).

Semikapilární póry jsou jak po stránce energetické ve vztahu k poutání vody, tak z hlediska významu v půdě přechodem mezi póry kapilárními a nekapilárními (LEDVINA et al., 2000).

Celková pórovitost je definovaná jako součet objemů všech volných meziprostorů mezi pevnými částicemi a jejich shluky a nelze ji přímo změřit. Proto se zjišťuje výpočtem z měrné hmotnosti a objemové hmotnosti redukované. Celková

pórovitost zemědělských půd se ve svrchních vrstvách pohybuje většinou v rozmezí 40-50 %. U půd silně humózních může dosahovat 70-80 %. Ve spodních vrstvách klesá na 30-40 % a u půd zamokřených i pod 30 % (BARLEY, 1954). Po objemové hmotnosti redukované je druhou nejčastěji používanou charakteristikou nakypření či utužení půd ve spojení se zrnitostí a experimentálně stanovenými kritériálními hodnotami lze posoudit i nadměrné zhutnění (HORÁČEK et al., 2009).

THOMAS a PHILLIPS (1979) přisuzují vynálezu orby fatální efekt pro makropóry, protože opakovaná orba rozruší strukturu i nekapilární póry nebo je ucpe. Praktický efekt je ve zpomalení propustnosti vody do podorničí a nasycení orniční vrstvy vodou. Naopak při dostatečné intenzitě deště dochází k povrchovému odtoku vody a následně k erozi.

Provzdušněnost půdy a vzdušná kapacita půdy

Provzdušněnost půdy (V_z) odpovídá momentnímu obsahu vzduchu v půdě při dané vlhkosti, čili objemu pórů vyplněných vzduchem. Udává se v % obj. a je dána rozdílem pórovitosti a momentní vlhkosti půdy.

Vzdušná kapacita (K_{vz}) udává procentický podíl pórů zaplněných vzduchem při maximální vodní kapacitě, opět se udává v % obj.. Retenční vzdušná kapacita je dána rozdílem pórovitosti a retenční vodní kapacity (LEDVINA et al., 2000).

2.2.3 Textura půdy

Rozdělení zrn a jejich vlastnosti

Minerální podíl pevné fáze půdy je složen z částic či zrn různé velikosti, kterými jsou úlomky mateční horniny a primární a sekundární minerály půdotvorného substrátu. Se zmenšující se velikostí částic minerálního podílu se zvětšuje jejich specifická povrchová plocha a vzájemné přitažlivé síly mezi částicemi. Vzrůstá koheze a adheze půdy. To pak ovlivňuje téměř všechny půdní vlastnosti (PAVEL et al., 1984).

Jedno z možných třídění (a u nás nejčastěji používané) je, že půdní částice se dělí na jemnozem, průměr částic je menší než 2 mm, a na skelet, což jsou částice větší než 2 mm. Jemnozem se dále dělí na další zrnitostní kategorie (frakce), a to na písek (2-0,25 mm), jemný písek (0,25-0,05 mm), hrubý prach (0,05-0,01 mm), jemný a střední prach (0,01-0,001 mm) a na jíl (menší než 0,001 mm). Také skelet lze

rozdělit na tři frakce - hrubý písek (2-4 mm), štěrk (4-30 mm) a kameny (větší než 30 mm) (VALLA et al., 1980).

Zastoupení zrnitostních frakcí (kategorií) udává půdní druh s pojmenováním podle příslušného klasifikačního systému. U nás se dlouho používal Kopeckého klasifikační systém, který se stále používá pro potřeby meliorací půd.

Pro potřeby komplexního průzkumu půd byla zrnitostní klasifikace provedena podle Nováka, který bere v úvahu pouze procenta I. zrnitostní kategorie, tj. částice o průměru $\leq 0,01$ mm, a pojmenovává následujících 7 půdních druhů: 0-10 % písčité, 10-20 % hlinitopísčité, 20-30 % písčitohlinitá, 30-45 % hlinitá, 45-60 % jílovitohlinitá, 60-75 % jílovitá a 75-100 % jílu (prchlice) (LEDVINA et al., 2000). V současnosti by měl být pro hodnocení zrnitosti využíván trojúhelníkový diagram (NĚMEČEK et al., 2001), blíží se světovým klasifikačním systémům.

Význam zrnitosti půdy

Zrnitost má vliv na všechny ostatní půdní vlastnosti. Ovlivňuje poměr vody a vzduchu v půdě, poměr kapilárních a nekapilárních pórů, obsah a pohyb půdní vody a vzduchu, obsah a složení edafonu, velikost povrchové plochy a energie, adhezi a kohezi, chemické, fyzikálně-chemické a biochemické procesy v půdách (VALLA et al., 1980).

Rozdílný obsah částic různé velikosti v druhově odlišných půdách má za následek difference ve schopnostech půd sorbovat rozpustné součásti půdního roztoku. Půdy hlinité, a zvláště jílovité obsahující mnoho jílových částic s velkým měrným specifickým povrchem a mají větší schopnost půdní sorpce než půdy písčité (LEDVINA et al., 2000).

Textura ovlivňuje také biologické vlastnosti půdy. Primárně na ně působí poměr hrubých a kapilárních pórů, což souvisí s poměrem vzduchu a vody. To se odráží i v biologické aktivitě a ve způsobu rozkladu a přeměně organických látek v půdě. Půdy s jemnou texturou jsou méně biologicky činné pro nedostatek kyslíku. Převládají v nich anaerobní mikroorganismy a anaerobní transformace organických látek. Půdy písčité jsou naopak biologicky více činné, převládá v nich rychlý a úplný rozklad organických látek aerobními bakteriemi v důsledku nadbytku kyslíku v půdním vzduchu (MARENDIAK et al., 1987).

Kultivační opatření by měla být prováděna se zřetelem na texturu půdy. U lehkých písčitých půd se doporučuje udržovat určité zásady: zhutňování přidáváním jemnozrnných hmot (jíl, bentonit), mírné kypření, případné zavlažování, hlubší zapracování organických hnojiv, častější hnojení pomalu působícími hnojivy a vápnění méně rozpustnými uhličitanovými formami vápenatých hnojiv (LEDVINA et al., 2000).

U těžkých půd se naopak doporučuje hluboké kypření, podrývání spodiny, vylehčování ornice přidávkem písčitých materiálů, odvodňování, mělké zaorávání hnoje a kompostů, hnojení většími dávkami v delších intervalech a vápnění rychle působícími oxidovými formami vápenatých hnojiv (PAVEL et al., 1984). Podle některých autorů jsou těžké půdy méně odolné k vysokému povrchovému odtoku vody při konvenčním zpracování půdy. Při povrchovém mulči v půdoochranné technologii se odolnost velmi zvyšuje (PACKER et al., 1992).

2.2.4 Půdní voda

Voda se vyskytuje v půdě podle konkrétních podmínek od prakticky zanedbatelného množství v suché půdě až po úplné zaplnění všech půdních pórů. Poměr množství vody k pevné fázi půdy je vyjádřen hodnotami hmotnostní nebo objemové vlhkosti. Voda je v půdě poutána větší či menší silou, k jejímuž překonání je třeba vynaložit určitou práci, a sice tím větší, čím méně vody půda obsahuje. Vztah vody a půdy není v celém rozsahu vlhkosti energeticky homogenní, a je proto potřeba uvažovat vedle množství vody také energetické poměry (PAVEL et al., 1984).

Půdní voda je pod vlivem komplexu sil, které na ni působí. V určitém rozsahu vlhkosti převládá pouze jedna síla, i když ostatní působí také, jsou však v minimu. Při klasifikaci půdní vody je proto třeba vycházet z energetických vztahů a rozdělit celý rozsah vlhkosti na jednotlivé energetické kategorie. Vzhledem k tomu, že na půdní vodu působí nejvýrazněji síly adsorpční, kapilární a gravitační, vydělují se především energetické kategorie vody adsorpční, kapilární a gravitační (LEDVINA et al., 2000).

Vztahy mezi půdou a vodou a jejich kvalitativní a kvantitativní změny vyjadřují půdní hydrolimity. Rozlišují se tyto základní hydrolimity:

Adsorpční vodní kapacita (AVK) - je maximální množství vody, které daná půda může poutat adsorpčními silami. Je hydrolimitem na rozmezí kategorie vody adsorpční a kapilární.

Lentokapilární bod (LKB) - je rozmezím mezi energetickými subkategoriemi těžce a lehce pohyblivé kapilární vody. Odpovídá takovému stavu vody v půdě, při kterém nastává náhlý pokles pohyblivosti kapilární vody.

Retenční vodní kapacita (RVK) - je vlhkost půdy odpovídající rozmezí vody gravitační a kapilární.

Všechny tyto tři základní hydrolimity se experimentálně obtížně stanovují, proto jsou v jejich blízkosti umístěny vybrané hydrolimity aplikované (HORÁČEK et al., 1994).

Z aplikovaných hydrolimitů lze uvést následující:

Monomolekulární adsorpční vodní kapacita (MAK) - je obsah vody v monomolekulární adsorpční vrstvě na povrchu půdních částic.

Číslo hydroskopie (ČH) - charakterizuje maximální množství hydroskopické vody v půdě a leží v blízkosti AVK.

Bod vadnutí (BV) - je dán vlhkostí půdy, kdy rostliny jsou trvale nedostatečně zásobeny půdní vláhou a ztrácejí turgor, tj. souvislé sloupce vzlínající vody jsou přerušeny. Nahrazuje se jím lentokapilární bod.

Retenční vodní kapacita přibližná 24 h (RVK₂₄) - je maximální množství vody, které je půda po nadměrném zavlažení schopná zadržet vlastními silami v téměř rovnovážném stavu. Voda v pórech je pod výhradním vlivem kapilárních sil, tedy v kapilárních pórech. Proto tuto charakteristiku lze ztotožnit s obsahem kapilárních pórů. Měla by se optimálně rovnat asi 2/3 pórovitosti (HORÁČEK et al., 1994). RVK₂₄ zastupuje do jisté míry základní hydrolimit RVK.

Maximální kapilární vodní kapacita (MKK) - charakterizuje schopnost půdy zadržet vodu pro potřebu rostlin. Při této charakteristice voda v půdě není zcela ustálena, působením tíže se dále ustaluje. Používá se dosud jako hodnota vodní kapacity půdy všude tam, kde nemůže dojít z časových důvodů k ustálení vlhkosti. Neměla by být vyšší než 75 - 80 % pórovitosti (PAVEL et al., 1984).

Vlhkost třicetiminutová - je charakteristika sloužící ke klasifikaci půdních pórů, zavedená na základě studia odsávání vody z válečků na čtyřnásobném filtračním papíře v závislosti na čase. Bylo zjištěno, že po 15 (u lehkých) až 30

minutách (u středních a těžkých půd) dojde k rychlému poklesu vlhkosti, zřejmě z hrubých nekapilárních pórů, a proto její rozdíl od celkové pórovitosti je udáván jako objem nekapilárních pórů P_N .

Nasáklivost je charakteristika pro určení maximálního zaplnění pórů při kapilárním nasycování zeminy. Slouží ke kontrole výpočtu celkové pórovitosti, u nebobtnavých půd by měla být trochu nižší než pórovitost. U bobtnavých půd pak nasáklivost zastupuje celkovou pórovitost.

Polní vodní kapacita (PVK) - je ustálený stav vlhkosti přirozeného půdního profilu po nadměrném zavlažení při vyloučení vlivu srážek, výparu a podzemní vody.

Aktuální vlhkost můžeme zjistit v % objemových nebo v % hmotnostních. Momentní vlhkost (W_{mom}) je vlhkost půdy v době odběru vzorku. Udává se v % objemových nebo hmotnostních. Pro pedologické účely se dává přednost objemovému vyjádření vlhkosti, poněvadž působení vody v půdě je především objemové. Pro určení momentální vlhkosti v % objemových je třeba odebrat vždy neporušený vzorek a zvážit jej ihned po odběru, nebo ji lze stanovit přímo v terénu pomocí vlhkoměrů různé konstrukce.

Vlhkost v % hmotnostních se stanovuje, je-li k dispozici jen porušený vzorek. Vyjádření vlhkosti v % relativních je vztahován k objemu pórů, a ne k objemu celého vzorku. Toto vyjádření znamená vlastně stupeň zaplnění pórů vodou. Je velmi vhodné pro možnost srovnávání vlhkosti půdy, mění-li se její pórovitost, např. v hloubce půdního profilu či při porovnávání různých půd (VALLA et al., 1980).

Technologie zpracování půdy a vlhkost

Různí autoři porovnávali rozdíly ve vlhkosti půdy mezi jednotlivými technologiemi zpracování půdy. Hlavní přínosy půdoochranných technologií shrnují SPRAGUE a TRIPLETT (1986) do konstatování, že snižují ztráty vody v půdě zanecháním posklizňových zbytků na povrchu a nepřerušují mikropóry a makropóry, které vedou k set'ovému lůžku. Výsledkem je nižší evaporace, roste povrchové vsakování vody nerovnostmi povrchu půdy, zpomaluje se odtok, netvoří se půdní škraloup, zlepšuje se celkově zásobením vodou pro rostliny a zmírňuje se letní přísušek, což bylo základním důvodem, proč farmáři začali používat půdoochranné zpracování půdy v aridních oblastech USA.

Pohyb vody v půdě vzhledem k jejímu zpracování shrnuli ve své práci THOMAS a PHILLIPS (1981). Jejich pozorování ukazují, že ornice zpracovaná orbou je vlhčí ve zpracovaném profilu než nezpracovaná půda v době během deště a ihned po dešti. Evaporace bude také nejdříve vyšší na orané půdě, protože zde bude větší vlhkost. Podorničí při orbě nepřijme tak velké množství vody jako půda nezpracovávaná a strukturní. Výsledkem těchto efektů je, že obsah vody se orbou bude více měnit než obsah vody ve stejných hloubkách na neorané půdě.

2.2.5 Struktura půdy a vodotělnost agregátů

Definice struktury

Strukturu půdy můžeme charakterizovat jako uspořádání půdních částic v určitém objemu a jejich spojování do větších strukturních jednotek (agregátů). Každý agregát je komplex půdních částic hlavně minerálního, ale i organického původu, které jsou spojovány tmelícími látkami, jako jsou sloučeniny železa, hliníku, vápníku a humusové látky. Pevnost stmelení strukturních agregátů nazýváme stabilitou půdní struktury (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ, et al., 2008).

Hodnotí se velikost, tvar, vyvinutost a stav povrchu půdních agregátů a prostory mezi nimi. Půdní struktura je určována faktory fyzikálními (vysychání, zvlhčování, mrznutí, tání), chemickými (minerologická skladba, chemické vazby, tvorba agregátů), biologickými (působení kořenů, půdních živočichů a mikroorganismů). Stanovuje se pro jednotlivé horizonty (SÁŇKA et al., 2009).

Struktura půdy je z agronomického hlediska jednou z nejvýznamnějších vlastností. Je podmíněna strukturností, tj. schopností spojovat minerální částice a vytvářet strukturní agregáty. Vysoká úroveň agregace je považována za projev dobré půdní struktury a ta pozitivně ovlivňuje růst rostlin (SPRAGUE, TRIPLET, 1986).

Uspořádání částic a agregátů můžeme rozdělit podle velikosti agregátů do tří skupin (TISDALL, OADES, 1982): jílovité částice (menší než 2 μm), mikroagregáty (2-250 μm) a makroagregáty (větší než 250 μm).

Půda se může vyskytovat ve stavu strukturním či nestrukturním.

Nestrukturní půda může být ve stavu slitém nebo elementárním. Slitý stav vzniká u hlinitých až jílovitých půd po rozplavení a rychlém vyschnutí rozbředlé hmoty, čímž se vytvoří slitá tenká povrchová vrstva, která tvoří tzv. půdní škraloup.

Elementární stav může být buď volný, kdy půdní částice jsou volně uloženy vedle sebe, nebo stmelény, kdy jsou navzájem spojeny povlaky sesquioxidů, jílu nebo humusu (PAVEL et al., 1984).

Strukturní půda je ve stavu agregátovém, tzn. že půdní hmota celá nebo její část se rozpadá samovolně nebo vnějším působením v agregáty různé velikosti, tvaru a stability. Strukturní agregáty nejsou kompaktní celky. Jsou prostoupeny vnitroagregátovými póry, a to jak kapilárními, tak i nekapilárními. To je důležité zvláště u drobtové struktury, která je z agronomického hlediska nejpříznivější. I při nasycení kapilárních pórů v drobtích vodou umožňují nekapilární póry provzdušnění drobtů, což je příznivé pro účinnost aerobních mikroorganismů a vhodné přeměny organických látek. Větší póry také umožňují vnikání kořenových vlásků do drobtů (MARENDIAK et al., 1987).

Vodostálost agregátů

Strukturní stav půdy se odvíjí od celkového způsobu hospodaření. Jedná se hlavně o zastoupení plodin v osevním postupu, přísun organické hmoty a minerálních hnojiv do půdy a také způsobu zpracování půdy. Četné polní a poloprovozní pokusy prokazují pozitivní vliv snížené intenzity zpracování půdy na její strukturní stav, a zejména na vodostálost půdních agregátů (SÁŇKA, MATERNA, 2004).

JAVŮREK a VACH (2010) sledovali vliv různého zpracování půdy k ozimé pšenici na stabilitu půdních agregátů proti rozplavení. Zjistili, že při konvenční variantě v průběhu let 2006 až 2009 došlo při dávkách dusíku 50 nebo 150 kg.ha⁻¹ k nárůstu voděodolných půdních agregátů o zhruba 6 %. Naproti tomu při výsevu do nezpracované půdy došlo v tomtéž časovém úseku k nárůstu o téměř 30 %.

Půdu označujeme jako strukturní, obsahuje-li více než 60 % vodostálých strukturních agregátů. Půda je charakterizována několika úrovněmi strukturní organizace. Viditelná makrostruktura závisí na typu rozložení a vazbě elementárních půdních částic, tedy na mikrostruktuře. Mikrostruktura a makrostruktura jsou důležité pro chování půdy při deformaci. Pokles pod 40 % vodostálých agregátů se projevuje především nižší propustností pro vodu. Za horní hranici lze považovat asi 75-80 % vodostálých agregátů (LHOTSKÝ et al., 1994)

Vodní a chemická stabilita agregátů ve vodě, tzv. vodostálost, je dle novějších názorů způsobena koloidně chemickými vlivy a vlivy biologickými. Nejstálejší

drobty tvoří půdy s nasyceným sorpčním komplexem, tj. s nadbytkem Ca, Mg v komplexu resp. v půdách s dostatečnou zásobou CaCO₃, např. v černozemi, slínovatkách a také v hnědozemích. Labilní drobty nestálé jsou v půdách „nestrukturních“, kde sorpční komplex má nadbytek jednomocných kationtů, zvláště Na, např. ve slanci. Vodostálost a mechanická pevnost agregátů jsou závislé na obsahu vody v půdě (HASLBACH, VACULÍK, 1980).

Řada autorů, z nich např. HERNANZ et al., (2002), uvádí pozitivní vliv snížené intenzity zpracování půdy na její strukturní stav a vodostálost půdních agregátů a s tím související zlepšení infiltrační schopnosti a snížení eroze půdy.

Vytváření struktury

Při vytváření struktury existují dva procesy- desagregace a agregace.

Při **desagregaci** se uplatňují hlavně objemové změny vyvolávané zvlhčováním a vysycháním půdy, mrznutím vody v pórech, dále činností makroedafonu a mechanickým zpracováním půdy, a to hlavně intenzivní kultivací, která je často spojena s význačnými ztrátami půdní organické hmoty (TISDALL, OADES, 1982; ELLIOT, 1986). Význam těchto efektů závisí na intenzitě zpracování půdy, na kvalitě a kvantitě hnojení a na obsahu organické hmoty, která se vrací do půdy (RASMUSSEN, COLLINS, 1991).

Při **agregaci** dochází k postupnému spojování a stmelování půdních částic. Agregáty se zpevňují různými silami a jevy, které mají původ fyzikální (molekulární síly, síly adhézní a meniskové), chemický, fyzikálně chemický (tmelivé účinky substancí minerálních, organických a organominerálních a iontů Ca²⁺) a biologický (PAVEL et al., 1984).

Jednotlivé technologie zpracování půdy mají různý vliv na agregaci a desagregaci. Většina autorů shledala, že nejlepší podmínky pro agregaci vytváří půdoochranné technologie. Např. SPRAGUE a TRIPLETT (1986) zjistili, že půdní agregace při půdoochranném zpracování půdy byla asi o jednu třetinu větší než při orbě ve vrstvě 0 - 5 cm. Velice překvapivé bylo pro ně také zvýšení agregace o 50 % ve vrstvě 5 - 15 cm u půdoochranné technologie oproti orbě, přestože zde nejsou skoro žádné rostlinné zbytky.

Někteří autoři přisuzují při tvorbě agregátů velký význam edafonu, kdy zejména mycelia hub podporují významněji formování a stabilizování půdních agregátů v půdoochranných technologiích než u konvenčního zpracování půdy. Tento

závěr učinili HENDRIX et al. (1986) a BEARE et al. (1992) na základě použití fungicidu captanu, který eradikoval houby na poli. V pozdějších experimentech zjistili, že použití fungicidu při půdoochranném zpracování znamenalo redukci 42 % hyf hub, což bylo spojeno se 40% poklesem největších makroagregátů a jejich rozpadem na částice o menší velikosti. Použití fungicidu při konvenčním zpracování půdy nemělo žádný efekt na agregaci půdních částic. Mimoto větší výskyt makroagregátů v povrchové vrstvě (0-5 cm) při půdoochranné technologii koresponduje s 1,3-1,5krát větší hustotou hyf hub, s 2krát větší koncentrací hydrolyzovatelných cukrů a s větším výskytem mikrobiálních a rostlinných cukrů ve srovnání s konvenční technologií. K rychlému poklesu stability agregátů dochází podle autorů TISDALLA a OADESE (1982) na holých úhorech nebo na půdě, kde organické zbytky jsou odstraňovány pálením.

Význam agregace není jenom v lepším vodním režimu, což umožňuje lepší infiltraci, ale pomáhá odstranit i negativní efekt vysoké objemové hmotnosti půdy pro zakořenění rostlin při půdoochranném zpracování půdy. Při půdoochranném zpracování půdy trvá několik let, než se vytvoří strukturní půda. Pokud budeme používat orbu každý druhý nebo třetí rok, pak jejím účinkem velmi omezíme agregaci a tím i kvalitnější fyzikální vlastnosti půdy. Výsledkem je, že zařazením orby do kontinuálního půdoochranného zpracování půdy omezíme agregaci ve svrchní vrstvě 0-5 cm na stejnou úroveň jako je při kontinuální orbě (SPRAGUE, TRIPLETT, 1986).

Stabilita struktury

Je definována jako odolnost proti rušivým vlivům, především proti rozplavovacím účinkům vody. Je ovlivněna snadno mineralizovatelnými organickými látkami, které se do půdy dostávají jako součást organických hnojiv a rostlinných zbytků. Především tyto organické látky v půdě zvyšují mikrobiální aktivitu a tím se mimo jiné zvětšuje obsah polysacharidů a polyuronidů, které jsou obsaženy ve slizovitých obalech mikroorganismů a působí tmelivě (EDWARDS, BREMNER, 1967).

Stabilita půdní struktury je tedy silně ovlivněna obsahem a kvalitou organické hmoty (CHANEY, SWIFT, 1984). Podle SPARLINGA a CHESHIRE (1985) se na agregaci nejvíce podílejí půdní polysacharidy, které obvykle představují 10-20 % organické hmoty.

Podle jiných názorů dávají trvalejší stabilitu agregátům silněji humifikované organické látky typu huminových kyselin a huminů, zvláště jsou-li v organominerálních vazbách a jsou-li obsaženy uvnitř agregátů, kde jsou těžce přístupné pro mikroorganismy (SOTÁKOVÁ, 1982; KOLÁŘ, 1988).

Další autoři spojují stabilitu struktury s jednotlivými taxonomickými skupinami edafonu a jejich funkcí. Například BURNS a DAVIES (1986) určili jako dominantní stmelující látky polysacharidy a humusové látky, které produkují bakterie a streptomyceta. A naopak houbám přisuzují tvorbu ligninových a také humusových látek. Vznikající agregáty spojené vláknitými strukturami hub jsou však více odolné k fyzikálnímu rozrušení než bakteriální polysacharidy. LEITTEGEB a VAŠTA (1988) se zabývali úlohou žížal při stabilizaci agregátů. Žížaly agregáty stabilizují přímým vytvářením nového uspořádání částic a tím, že je pokryjí slizem. Nepřímý efekt mají na stimulaci mikrobiální aktivity a speciálně na stimulaci aktivity hub. Vzájemné vztahy mezi makroedafonem a mikroedafonem shrnul BEARE et al. (1994a, b), který konstatoval, že obecně stanovovaná větší hustota populace hub při půdoochranných technologiích podporuje populaci mikroartropod a žížal, a tím i agregaci půdy.

Rozrušování struktury

Nejvýznamnějším rušivým činitelem je voda a zpracování půdy. Dopadem dešťových kapek mohou být mechanicky rozbíjeny agregáty v povrchové vrstvě. Při pronikání vody do půdy dochází k rozplavování agregátů a dispergování mechanických elementů. Tyto negativní jevy jsou zvláště výrazné při prudkých vydatných srážkách a u půdy nekryté vegetací (PAVEL et al., 1984).

Voda působí též nepříznivě vyplavováním koloidů minerálních a organických a vyluhováním Ca^{2+} jako účinného koagulátoru (LEDVINA et al., 2000).

Komplex sorpčně nenasycený s převahou vodíkových iontů podmiňuje vznik nestabilní struktury, která je velmi snadno rozrušována. Sorpční komplex půd nasyčených dvojmocnými kationty se vyznačuje dobrou agregační schopností a vodostálou strukturou. U půd s komplexem sorpčně nasyčeným jednomocnými kationty dochází vlivem převahy sodíkových iontů a vysoké alkality prostředí k výrazné peptizaci koloidů, k jejich pohyblivosti v půdním profilu a k silnému rozrušování půdní struktury (HŮLA, PROCHÁZOVÁ et al., 2008).

Mechanické zpracování půdy má značný vliv na kornatění půdy. Rozprašením strukturních agregátů nebo zamazáním půdy se sklon ke kornatění zvyšuje. Objevuje se jednak při jarním smykování nebo vláčení za vlhka, nebo při uválení povrchu nevhodnými typy nářadí (ŠPIČKA et al., 1964; DEMO, et al., 1995). Naopak půdoochranné zpracování půdy díky povrchovému mulči snižuje nebezpečí tvorby povrchového škraloupu (PACKER et al., 1992).

Podle BRUCE et al. (1994) minimálním a půdoochranným zpracováním půdy podporujeme zvyšování množství půdní organické hmoty a větší půdní agregaci než konvenčním zpracováním půdy. Dále předpokládají, že naopak formování a stabilizace makroagregátů při půdoochranné technologii jsou důležité faktory pro ochranu a udržení půdní organické hmoty. Tento efekt vysvětlují o 18 % vyšším obsahem půdní organické hmoty při půdoochranné technologii ve srovnání s konvenčním zpracováním na stejné lokalitě.

2.2.6 Kompakce (zhutnění) zemědělských půd

Zhutnění půdy vzniká, jestliže dojde k zásadnímu narušení rovnovážného objemového stavu s kritickým poklesem podílu pórů. Kritický pokles objemu pórů při zhutnění se spojuje především s poklesem podílu hrubých, nekapilárních pórů, které jsou zodpovědné za rychlé vsakování vody do půdy, dobrou vnitropůdní drenáž a aeraci půdy (ZRUBEC, 1998).

Je možno rozlišit dva základní typy zhutnění půdy – strukturní a texturní. Oba se vyskytují jak při přirozeném, tak při technologickém zhutnění půdy. Při strukturním zhutnění se vytváří změna uložení nebo uspořádání strukturních agregátů (LEDVINA et al., 2000). Při texturním zhutnění nastává narušení či destrukce strukturních agregátů rozpadem, což způsobí změnu uložení a uspořádání půdních částic. Při vratném zhutnění se půda lehce vrací do stavu před zhutněním, nebo existuje zhutnění nevratné, kdy poškozená půda není schopná zregenerovat do původního stavu vnitropůdními silami (ZRUBEC, 1998).

Příčiny nadměrného zhutnění půd

Příčiny zhutňování našich orných půd jsou vesměs vyvolané jednostrannou intenzifikací hospodaření na půdě. Nejvýznamnější příčinou jsou časté pojezdy těžkých mechanismů a především dopravních prostředků po poli, ale také nedokonalé

zpracování půd ne zcela vhodným nářadím, nedostatečná a většinou stejná hloubka orby, pojezdy v nevhodném vlhkostním stavu půdy, nevhodná výzbroj tahačů. Soubor příčin je ovšem širší: nedostatečné organické hnojení půd včetně sníženého podílu chlévského hnoje a zvýšeného podílu kejdy, nedodržování správných osevních postupů s dostatečným podílem hlubokokořenících strukturotvorných víceletých pícnin, vysoké dávky a ne vždy zcela vhodný sortiment průmyslových hnojiv, která narušují strukturu a zesilují migraci půdních koloidů, nedostatečné nebo nesprávné vápnění. Ke zhutňování přispívá i neúměrné zvětšení půdních bloků se zvětšenými nároky na přejezdy a dopravu po poli (LHOTSKÝ et al., 1994).

Důsledky nadměrného zhutnění

Kritické zhoršení fyzikálních, chemických a biologických vlastností zhutněním půdy vede časem k degradaci půd a k zhoršení pozitivního vývoje půdní úrodnosti v budoucnosti. Zvýšená objemová hmotnost, snížená pórovitost, zhoršená skladba pórů s minimálním zastoupením hrubých nekapilárních pórů vede k snížení infiltrační schopnosti půdy a její aerační a vnitrodrenážní schopnosti. Půdy jsou nadměrně tvrdé. Kladou vysoký mechanický odpor proti pronikajícím kořínkům rostlin nebo proti nářadí při zpracování půdy (ALBLAS et al., 1994).

Nadměrné zhutnění půdy nepříznivě ovlivňuje hospodaření půdy s vodou. Na zhutněných půdách v rovinných oblastech a v depresivních polohách v době vydatných dešťů dochází k povrchovému zamokření. V oblastech s mírným sklonem svahů dochází k zvýšenému povrchovému odtoku vody z půdy a k jejímu poškození vodní erozí. Tím se nejenom zvyšuje deficit vody, ale spolu s vodou se odplavují humus, živiny, jíl a ostatní půdní složky (LOGSDON et al., 1987).

V současné době je v ČR technogenním zhutněním (způsobeným pojezdy strojů) v různém stupni postiženo zhruba 45 % zemědělského půdního fondu. Tento stav podstatně zhoršuje produkční schopnosti půd, omezuje plné využití genetického potenciálu výnosných odrůd a snižuje tak efektivitu dalších vstupů do výrobního procesu (VACH, JAVŮREK, 2010).

2.3 Fyzikálně – chemické vlastnosti půdy

2.3.1 Půdní reakce

Reakce půdy je dána přítomností a koncentrací (přesněji aktivitou) vodíkových iontů. Ty se ve vodných roztocích spojují s molekulou vody a tvoří s ní hydroxoniové kationty H_3O^+ . Pro snadnější vyjádření koncentrace hydroxoniových iontů byl zaveden pojem pH jako záporně vzatý dekadický logaritmus této koncentrace, respektive aktivity (PAVEL et al., 1984).

V půdním roztoku rozpuštěné kyseliny a koloidní acidoidy uvolňují vodíkové ionty (disociace), rozpuštěné zásady (báze) a koloidní bazoidy se s nimi slučují (asociace). Půdní reakce je tedy dána rovnovážným stavem mezi disociací a asociací H^+ iontů. Reakce půdy ovlivňuje v rozhodující míře vývoj půdy - zvětrávání půdotvorných minerálů, translokaci produktů hydrolyzy, biologickou činnost v půdě, přeměny organické hmoty humifikací a dostupnost živin. Půdní reakce může být kyselá, neutrální nebo alkalická (LEDVINA et al., 2000).

Aktivní kyselost půdy je způsobena rozpuštěnými volnými ionty vodíku v půdním roztoku, uvolněnými disociací z minerálních i organických kyselin, kyselých solí i koloidních acidoidů. Zjišťuje se nejčastěji potenciometricky měřením koncentrace iontu H^+ v izolovaném půdním roztoku, nasycené půdní pastě nebo v půdní suspenzi (VALLA et al., 1980). Aktivní pH je tedy pH půdního roztoku a stanoví se ve vodném výluhu. Označuje se jako $\text{pH H}_2\text{O}$. Pro potřeby agrochemie a pro kategorizaci půd podle pH se používá pH výměnné (SÁŇKA, MATERNA, 2004).

Výměnnou kyselost půd způsobují adsorbované ionty H a Al (Fe), jež se uvolňují do půdního roztoku nebo extraktu při výměně za bazické kationty solí obsažených v roztoku. Výměnná kyselost se zjišťuje buď nejčastěji měřením koncentrace H^+ ve výluhu půdy roztokem KCl, určité, většinou 1M koncentrace, nebo v nasycené půdní pastě připravené ze zeminy a roztoku soli. Vyjadřuje se jako reakce pH_{KCl} půdy (PAVEL et al., 1984). V řadě zemí je však jako extraktant používán i chlorid vápenatý (HORÁČEK et al., 1994).

Mezi hodnotou pH a stupněm nasycení půdy výměnnými bazickými kationty není jednoduchý přímý vztah. Přesto v nejširším rozsahu půdní reakce lze vymezit určité obecné zásady:

Při pH < 3,5 kontrolují reakci silné minerální kyseliny

pH 3,5 - 5,0 závisí reakce na adsorpční nenasyčenosti půdy

pH 5,0 - 7,0 kontroluje reakci rozpuštěný CO₂

pH 7,0 - 8,5 závisí reakce na poměru Ca (HCO₃)₂ a CO₂ v půdním roztoku

pH > 8,5 závisí reakce na stupni nasycení výměnným sodíkem a obsahu uhličitanu sodného (LEDVINA et al., 2000).

Reakce půdy je jednou z nejdůležitějších chemických vlastností půdy, protože koncentrace H⁺ v půdním roztoku a ve fázovém rozhraní pevných povrchů půdních adsorbentů ovládá adsorpci a rovnovážné rozdělení kationtů mezi půdním roztokem a adsorbenty, ovlivňuje desorpci kationtů i rozpustnost iontů a sloučenin, jejich pohyblivost v půdě a fyziologickou přípustnost a celkové složení půdního roztoku. Klasifikace pH zemědělských půd je uvedena v tabulce č. 4 (PAVEL et al., 1984).

Tab. č. 4: Kritéria pro hodnocení půdní reakce výměnné (příloha č. 5 k vyhl. č.275/1998, ve znění pozdějších předpisů)

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

Příčiny převažující kyselé reakce půd

Mezi hlavní zdroje kyselosti patří půdotvorný substrát, oxid uhličitý, fyziologicky kyselá hnojiva a v půdě vznikající soli a kyseliny, oxidace sloučenin síry a také humusové a jiné organické kyseliny vznikající při transformačních procesech půdní organické hmoty (MARENDIAK et al., 1987).

Půdotvorný substrát svým složením podstatně ovlivňuje chemismus půd a zrnitostní složení. Chemismus hornin podmiňuje primárně chemické složení půd a jejich celkovou minerální sílu (živný režim a půdní reakci) (LEDVINA et al., 2000).

Oxid uhličitý je produkovaný v biologicky činných půdách ve velkém množství, rozpouští se v půdním roztoku podle jeho parciálního tlaku v půdním vzduchu a vzniká HCO_3^- a H^+ . Oxid uhličitý v půdním roztoku rozpuštěný (kyselina uhličitá) je jedním z hlavních zdrojů slabé kyselosti půd v rozmezí pH 5-7. CO_2 vzniká v půdě dýcháním mikroorganismů, edafonu a rostlinných kořínků a je také produktem biochemické dekarboxylace organických karbonových kyselin (MARENDIAK et al., 1987).

Hnojiva a v půdě vznikající soli a kyseliny mění půdní reakci v důsledku nerovnoměrné absorpce kationtů a aniontů hnojiv mikroorganismy a rostlinami. Příkladem mohou být síran amonný, draselná hnojiva a superfosfáty. Nejvýrazněji fyziologicky kyselým hnojivem je síran amonný, jehož kationt je dusíkatou živinou a aniont dává vznik silně disociované kyselině sírové (MATULA, 1987).

Kyselost půdy, kterou způsobuje oxidace sloučenin síry, vzniká především oxidací pyritu (FeS_2) a jiných sulfidů, které jsou v půdotvorných sloučeninách obsaženy jako akcesorické minerály. V průmyslových oblastech dochází k akumulaci SO_2 v půdě, kam se dostává z exhalací deštěm a je rovněž oxidován na kyselinu sírovou (TESAŘ et al., 1992).

Další příčinou jsou humusové a jiné organické kyseliny tvořící se v půdě činností mikroorganismů a jsou vylučovány edafonem a kořínky rostlin do půdy, takže mohou způsobovat i silnou kyselost půdy. Při omezené mineralizaci (těžší a vlhké půdy) se tvoří vrstva netransformované organické hmoty, která obsahuje mnoho disociovaných organických kyselin, jež se rozpouštějí v dešťové vodě a zasakují se s ní do půdy. Zdrojem H^+ iontů jsou především silné vysokomolekulární organické kyseliny ze skupiny fulvolátek (KOLÁŘ, 1988).

Kyselost půdy vzniká snadno v humidním klimatu, při převaze srážek nad evaporací, za takových podmínek převažuje pohyb vody od povrchu do větší hloubky. Perkolace vody profilem půdy je spojena s vyluhováním i málo rozpustných solí (např. CaCO_3) a desorbovaných kationtů ze svrchních vrstev půdy (LEDVINA et al., 2000).

Vliv technologie zpracování půdy na půdní reakci

Cílem jednotlivých autorů bylo popsat změny hodnot pH v půdním profilu a faktory, které tyto změny způsobují.

Půdní reakce byla podle nich velmi ovlivněna kontinuálním půdoochranným zpracováním půdy hlavně v povrchové vrstvě (0-50 mm), kde byl zaznamenán pokles pH až o 0,24 jednotky oproti orbě. Důvodem zvýšené kyselosti bylo nemixování půdního profilu, povrchové hnojení N a zvýšení obsahu půdní organické hmoty, a to zejména jejích kyselých frakcí (fulvokyselin). Obecně byl zjištěn větší pokles půdní reakce na lehkých půdách ve srovnání s těžkými. Důvodem byla nižší pufovitost lehkých půd (MOSCHLER et al., 1973; BLEVINS et al., 1977; DICK, 1983).

Velmi významné pro změnu půdní reakce je především hnojení dusíkem a jeho přeměny. SALINAS-GARCIA et al. (1997) konstatovali, že při intenzivním zemědělství velmi silně ovlivňuje reakci půdy hnojení dusíkem, kdy vysoké dávky N výrazně snižují půdní pH. Avšak neprokázaly se významné rozdíly půdní reakce mezi různými technologiemi zpracování půdy ani mezi jednotlivými hloubkami půdy.

HEENAN a CHAN, (1992) se zabývali zkoumáním změn pH při aplikaci vápenatých hmot. Podle nich se při půdoochranné technologii obecně nachází v půdě větší množství žízála než při technologii konvenční. Vysoká populace žízála podle nich ukazuje neefektivnost mixování půdy orbou z důvodů zvýšení půdního pH. ISMAIL et al. (1994) zjistili, že aplikovaný vápenec při půdoochranné technologii zůstává v povrchové vrstvě (0-5 cm). Naopak MAHLER a HARDER (1984) a další uvádí, že nejsou rozdíly v půdním pH a jeho rozdělení v půdním profilu mezi konvenčním a půdoochranným zpracováním půdy.

2.3.2. Pufrační schopnost půd

Jednou z významných půdních funkcí je i schopnost odolávat působení kyselin nebo zásad při udržování určitého rozpětí pH, případně v širším slova smyslu i odolávat změnám vnějších podmínek (změnám teploty, vlhkosti apod.), která se nazývá tlumivá (pufrační) schopnost (ČURLÍK et al., 2003).

Pufrační čili ústojná schopnost půd je v užším smyslu schopnost bránit se změnám pH, tedy udržovat víceméně stálou koncentraci H^+ v půdním roztoku (KOLÁŘ, 1987).

Třídění dle pásem ústojčivosti a ukazatelů, na kterých jsou závislá, udává ULRICH (1981) v následující tabulce č. 5.

Tab. č. 5: Třídění pásem ústojčivosti ULRICH (1981)

rozsah pH H ₂ O	pásma ústojčivosti
6,2 – 8,6 neutrální	- dáno obsahem uhličitanů a jejich reakcemi
5,0 – 6,2 slabě kyselá	- reagující složkou půdy jsou primární silikáty (živce, slída) - zvětrávání silikátů a uvolňování živin
4,2 – 5,0 mírně kyselá	- zóna ústojčivosti daná kationtovou výměnnou kapacitou - vstupující H ⁺ je pufován výměnou za bazické kationty - vymývání Ca a Mg
3,0 – 4,2 silně kyselá	- hliníková zóna ústojčivosti, reagují oxidy hliníku a křemičitany - uvolňují se anorganické sloučeniny Al do půdního roztoku
Pod 3,0 extrémně kyselá	- zóna ústojčivosti železa - vstupující H ⁺ je pufován oxidy železa - vysoké koncentrace Al, Fe a H ⁺ v půdním roztoku.

Ústojnost půdy spočívá podle LEDVINY et al. (2000) v přítomnosti ústojných systémů, které se skládají ze slabé kyseliny a její hydrolyzované soli. Jako kyselá složka ústojných systémů se v půdě uplatňují zejména huminové kyseliny, kyselina uhličitá, fosforečná a křemičitá a koloidní alumosilikáty acidoidní povahy.

ČURLÍK et al. (2003) rozlišuje tyto základní tlumivé systémy: karbonátový, systém výměnných iontů, silikátový systém, systém oxidů Fe a Al a systém organických látek.

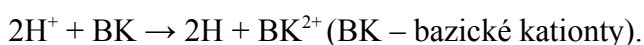
Karbonátový tlumivý systém

Tento systém se uplatňuje na karbonátových půdách. Vodíkové ionty H⁺ a ostatní protonové ionty pocházející z atmosférických depozic jsou neutralizované rozpouštěním kalcitu podle rovnice: $\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$ (ČURLÍK et al., 2003).

Z uvedeného vyplývá, že na karbonátových půdách dochází působením kyselých složek k rozpouštění karbonátů. Protože na rozpuštění 1 % karbonátů v půdách je potřebné 60-90 roků, karbonátové půdy jsou schopné neutralizovat účinek kyselých dešťů poměrně dlouhou dobu (ČURLÍK et al., 2003).

Tlumivý systém výměnných iontů

Na nekarbonátových půdách mohou být H^+ ionty neutralizovány výměnnou za dvojmocné kationty (tlumivý systém výměnných iontů) podle rovnice:



Odolnost půdy proti acidifikaci závisí na stupni nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty a celkové sorpční kapacitě. V sorpčním komplexu mohou být přítomny různé kationty. Obvykle se zjednodušeně uvádí výměna vápníku vodíkem, výměna vápníku hliníkem apod. (ČURLÍK et al., 2003).

Silikátový tlumivý systém

Mnohé alumosilikáty obsahují bazické kationty, které se při zvětrávání uvolňují, a tak můžou hrát významnou úlohu při změně pH. Obsah těchto minerálů a jejich zvětrávací rychlost závisí na charakteru mateřských substrátů, věku půd a podmínkách vzniku. Tyto minerály se mohou vyskytovat i na poměrně mladých zvětralinách intermediárních a bazických hornin, ze kterých se potom při zvětrávání uvolňují. Jílovité minerály, například illit, mohou plnit podobnou pufrací funkci jako amorfní Al – hydroxidy, ale obvykle nehrají důležitou roli, protože v kyselých podmínkách se v mezivrstevných prostorech illitu uvolňuje draslík, čímž se tento minerál mění na některé jiné produkty. Smektity a kaolinit působí jako pufrací složky v rozsahu pH o něco nižším než amorfní hydroxidy hliníku, a to v důsledku přeměny smektických minerálů na kaolinit, resp. kaolinitu na Al – hydroxidy (ČURLÍK et al., 2003).

Tlumivý systém oxidů železa a hliníku

Tento systém je důležitý na půdách, u kterých hodnota pH poklesne pod 4,5. V tomto rozsahu pH výměna iontů není limitována výměnou protonů za bazické ionty, protože výměnné pozice v tomto rozsahu pH se vyznačují vysokou afinitou pro Al^{3+} , což vede k výměně hliníku za bazické kationty podle rovnice:



Tlumivý systém organických látek

Organické látky reagují na působení acidifikačních složek různým způsobem, a proto nemůžeme ve všech případech hovořit jen o pufracích mechanismech nebo reakcích. Koloidní organické složky s vysokou povrchovou hustotou náboje můžou působit jako pufrací mechanismy prostřednictvím ionto-výměnných reakcí.

Například může docházet k protonaci karboxylových a fenolových skupin, přičemž jsou nahrazené bazickými kationty. Organické látky se vyznačují proměnlivými náboji závislými na pH, proto velikost nábojů, vzniklých protonací se může různým způsobem měnit (ČURLÍK et al., 2003).

Vliv zpracování půdy na pufrační schopnost půd

Vliv půdoochranného zpracování půdy na pufrovitost půd studovali MONCRIEF a SCHULTE (1982), kteří zjistili, že půdoochranné zpracování půdy ji neovlivňuje. Při kontinuálním půdoochranném zpracování se v horní vrstvě ornice většinou hromadí půdní organická hmota, ale klesá její nasycenost bazickými kationty.

LAL (1982) zjistil, že při dlouhodobém orebném zpracování půdy byla významně nižší pufrovitost půdy ve svrchní vrstvě půdy. Snížení pufrovitosti půd přisuzuje ztrátám půdní organické hmoty intenzivní mineralizací orbou. Naopak podle autorů CHAN et al. (1992) měla orba příznivý efekt na pufrovitost půd, protože zhomogenizovala půdu a obohatila svrchní vrstvy půdy jílovými částicemi z hlubších vrstev půdního profilu.

2.3.3. Půdní sorpce

Podle způsobů zadržování látek v půdě jsou rozlišovány tyto hlavní mechanismy: sorpce mechanická, fyzikální, fyzikálně chemická výměnná, chemická a biologická (LEDVINA et al., 2000).

Nejvýznamnější z hlediska živinného režimu půd je fyzikálně chemická výměnná sorpce, která se projevuje výměnnou adsorbovaných kationtů a kationtů okolního půdního roztoku. Výměnnou sorpci kationtů vytváří sorpční komplex půdy, složený z minerální části (alumosilikátů) a organické části (PAVEL et al., 1984).

VALLA et al., (1980) definovali iontovou výměnu jako reversibilní proces, při kterém jsou kationty a anionty vyměňovány mezi pevnou a kapalnou fází nebo mezi pevnými fázemi, jsou-li v těsném kontaktu. Maximální kationtová sorpční výměnná kapacita, která se zkratkovitě označuje KVK nebo písmenem T, je definována jako celkové množství kationtů, které je schopna půda vyměnitelně poutat při pH 7 nebo jiném vhodném pH, a vyjadřuje se v soustavě SI v mmol.kg^{-1} zeminy.

KVK se stanovuje mnoha způsoby. Principiálně se však jedná buď o vymytí, nebo vytěsnění všech vyměnitelných kationtů a jejich nahrazení tzv. indexovým kationtem, jehož koncentrace je známa (VALLA et al., 1980).

Výměna kationtů je důsledkem negativního elektrického náboje koloidních jílových a humusových částic. Existují dvě hlavní složky záporného náboje -konstantní (permanentní) náboj a variabilní, na pH závislý náboj. **Permanentní náboj** je způsoben isomorfni substitucí v krystalové mřížce jílových minerálů, a to zejména substitucí Al^{3+} za Si^{4+} ve vrstvě tetraedrů a Mg^{2+} nebo Fe^{2+} za Al^{3+} ve vrstvě oktaedrů. **Variabilní náboj** vzniká na pH závislou disociací hydroxylových skupin. Při nízkém pH jsou silně sorbovány hydroxylové kationty Al, které „blokuje“ negativní náboj. Při stoupajícím pH pak tyto kationty jsou sráženy jako hydroxid hlinitý a uvolňují tak záporný náboj. Záporný náboj je kompenzován adsorpcí kladně nabitých iontů, zejména Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Al^{3+} a Mn^{2+} (PAVEL et al., 1984).

Vliv zpracování půdy na půdní sorpci

Problematikou kationtové výměnné kapacity (KVK) v souvislosti se zpracováním půdy se zabývali SALINAS-GARCIA et al. (1997). Podle jejich závěrů se KVK mění s půdní hloubkou, ale zpracováním půdy byla významně ovlivněna jenom ve svrchní vrstvě půdy 0-50 mm. Půdoochranné technologie, které nezapravují půdní zbytky a celkově nemixují půdu, snižují kationtovou výměnnou kapacitu povrchové vrstvy půdy. Průměrně poklesla KVK v této vrstvě při půdoochranných technologiích o 9,8 % oproti orbě. Efekt orby pro KVK byl v intenzivnějším míchání a obohacení povrchových vrstev půdou z nižších horizontů, které obsahovaly více jílu. Podobné výsledky byly dosaženy na těžkých molikových kalcerózních půdách, kde také půdoochranná technologie výrazně snižovala KVK v povrchové vrstvě (LAL et al., 1990).

Tyto výsledky se liší od zjištění LALA, (1982); CHANA et al., (1992) v dlouhodobé studii půdoochranné technologie, kde KVK v povrchové vrstvě půdy bylo výrazně vyšší než na orané kontrole. Snížení KVK při konvenční technologii je způsobeno podle těchto autorů ztrátami půdní organické hmoty, které měly zřejmě větší význam než zvyšování obsahu jílu jeho přemístěním z nižších vrstev.

2.4 Půdní organická hmota

2.4.1 Dělení půdní organické hmoty

BALDOK a NELSON (2000) definují půdní organickou hmotu jako sumu všech přírodních a termálně změněných látek biologického původu, jež se nacházejí v půdě nebo na půdním povrchu, jakéhokoli původu, živých nebo odumřelých organismů v jakékoli fázi rozkladu, s výjimkou nadzemní části živých rostlin.

Význam půdní organické hmoty pro půdní úrodnost a obecně pro kvalitu půdy je dlouhodobě známý a dlouhodobě oceňovaný. Není pochyb o tom, že půdní organická hmota příznivě ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Je základním faktorem půdní úrodnosti a v převážné míře je podmínkou existence velmi bohaté a diverzifikované půdní bioty (funkce biotopu). Půdy dobře zásobené organickou hmotou mají vyšší schopnost vyrovnávat výkyvy počasí nebo jiných biotických a abiotických faktorů (KUBÁT, 2008).

LEDVINA et al. (2000) dále konstatují, že i když nemá kvantitativní převahu nad částí minerální, má rozhodující vliv na půdní vlastnosti a tím i na půdní úrodnost. Zásoby uhlíku obsažené v půdní organické hmotě jsou vyšší než množství tohoto prvku v ostatních zdrojích nad pevným zemským povrchem dohromady.

Jestliže přijmeme názor, že organická hmota půdy je veškerá spalitelná hmota v půdě, potom humus je jednou z částí této organické hmoty půdy. Jsou to organické látky přeměněné (sekundární), čímž se liší od další části organické hmoty, která je tvořena organickými látkami původními nebo pouze rozloženými, nikoli přeměněnými, z nichž se teprve humus může, ale také nemusí vytvořit, a označují se také jako látky „primární“ (KOLÁŘ, 1988).

Dělení půdní organické hmoty

V literatuře lze nalézt velké množství názvů a různé způsoby třídění půdní organické hmoty podle vývoje, kterým celá problematika humusu procházela. Komplikovanost půdní organické hmoty co do vzniku, dynamiky přeměn, složení apod. má za následek formulaci mnoha definic (HORÁČEK, 1995).

Za nejlépe prakticky využitelné lze považovat třídění dle VALLY, (1980), kde je půdní org. hmota brána jako soubor neživých organických látek s následným dělením:

1) Humusotvorný materiál - jedná se o čerstvě odumřelé části rostlin či celé rostliny, živočichy a mikroorganismy, včetně jejich produktů metabolismu. Je to organická hmota, která dosud nebyla dotčena rozkladnými procesy. Hlavním zdrojem humusotvorného materiálu v orných půdách jsou podzemní části rostlin a posklizňové zbytky nadzemních částí, které se při zpracování půdy více či méně dostávají do orničního horizontu. Významným zdrojem jsou také organická hnojiva (zelené hnojení, statková hnojiva aj.), odumřelý edafon a kořenové exudáty (VALLA et al., 1984).

2) Meziprodukty rozkladu a syntézy (mezistupně přeměn humusotvorného materiálu-látky nespecifické). Jsou to mezistupně přeměn humusotvorného materiálu-látky nespecifické, velmi pestrého chemického složení (VALLA et al., 1984).

3) Humus (organická hmota prošlá humifikačními pochody - látky specificky půdní). Je to organická hmota prošlá humifikačními pochody. Definován je jako směs specifických látek, které obsahují dusík, jsou tmavě zbarvené, převážně koloidního charakteru, s více či méně vyjádřeným aromatickým jádrem, s vysokou molekulovou hmotností, s charakterem polyelektrolytu a s převahou kyselých funkčních skupin. Humus vzniká procesem humifikace, což je pochod, při němž se postupně transformuje humusotvorný materiál biodegradací, biosyntézou, rozkladem, resyntézou, kondenzací a polymerizací na látky uvedeného charakteru (VALLA et al., 1984).

Humus a jeho frakcionace

Výsledné produkty humifikace lze označit jako humusové látky, mezi které patří fulvokyseliny, huminové kyseliny, hymatomelanové kyseliny a huminy (LEDVINA et al., 2000).

Fulvokyseliny, které jsou samy i ve formě solí snadno pohyblivé a mají výraznější kyselinový charakter nežli huminové kyseliny, hrají v půdě úlohu spíše negativní a to právě pro svou lehkou rozpustnost v půdním roztoku a zároveň nejvyšší iontovýměnnou kapacitu ze všech humusových látek. Netvoří vodostálé tmely mezi půdními částicemi orničního horizontu, a naopak nasorbované živiny se s nimi mohou odplavit (KOLÁŘ, 1988).

Huminové kyseliny ovlivňují půdní prostředí vesměs příznivě, zvláště tehdy, jsou-li jejich kyselinové vlastnosti otupeny bazickými vícemocnými kationty, zejména vápníkem. Jejich snížená pohyblivost, snadná koagulovatelnost a schopnost tvořit pestrou škálu vazeb s minerálním podílem je příčinou pozitivního vlivu na vytváření půdních agregátů formováním tmelu mezi jednotlivými texturními elementy. Relativní odolnost vůči mikrobiálnímu rozkladu je důvodem stálosti těchto tmelů a tím i agregátů. Trvalejší spoje s minerálním podílem a tím stálejší agregáty vznikají při sorpci na vnitřní povrchy jílových minerálů, méně trvalé spoje a agregáty se tvoří tehdy, když se sorpce uskutečňuje na vnějším povrchu. Účastí na tvorbě agregátů nepřímo pozitivně ovlivňují vodní, vzdušné a tepelné vlastnosti půd i jejich technologické vlastnosti. I když jejich iontovýměnná kapacita je o něco nižší než u fulvokyselin, je přesto vysoká (uvádí se rozmezí 5-6 mol.kg⁻¹ sušiny) a významně se podílí na výměnné sorpční kapacitě půd (HORÁČEK et al., 1995).

Hymatomelanové kyseliny nejsou zvláštní skupinou humusových látek, ale patří k huminovým kyselinám a většina autorů je jako samostatnou skupinu rovněž neuvádí (HORÁČEK et al., 1995).

Huminy jsou v důsledku svých pevných vazeb s minerální částí půdy podstatně méně reaktivní než předchozí látky. Účastní se především tvorby organominerálního sorpčního komplexu a tím i ovlivnění iontovýměnných vlastností půdy. Dále jsou součástí trvalého tmelu při tvorbě agregátů a ovlivňují rozhodující měrou i jejich stabilitu (KOLÁŘ, 1988).

2.4.2 Funkce půdní organické hmoty

Funkce půdní organické hmoty již byla zmiňována v předchozích kapitolách, komplexně shrnuje účinky např. PRAX et al. (1995) do následujících bodů:

1. Organické látky uvolňují při své mineralizaci nepřetržitě do půdy značná kvanta asimilovatelných rostlinných živin. Organická hmota v půdě tedy působí jako zásobárna rostlinných živin, které jsou plynule uvolňovány pro potřebu rostlin.

2. Humus se svými složkami aktivně spoluúčastní na stavbě půdního sorpčního komplexu. Zvýšení sorpční schopnosti půd se příznivě projevuje jednak v možnosti vytváření větší zásoby živin v půdě, jednak v omezení jejich ztrát, které mohou vzniknout vyplavením slabě poutaných živin do spodních vrstev půdy mimo dosah kořenového systému rostlin.

3. Huminové látky podstatně ovlivňují agregační schopnost půd či přímo ovlivňují jejich strukturní stav. To se projevuje v příznivějším vzdušném a vodním režimu, zvýšením vododržnosti u lehkých a zlepšením provětrávání a vedením vody u těžkých půd. Vytvořením drobtové struktury se zmenší neproduktivní výpar a tím zvýší zásoba vody v půdním profilu.

4. U extrémních druhů půd (písčitých a jílovitých) se působením humusu značně zlepšují jejich fyzikálně-mechanické vlastnosti: snižuje se soudržnost těžkých půd a zvyšuje se naopak u půd lehkých.

5. Při rozkladu půdní organické hmoty se do půdního prostředí uvolňuje značné množství CO_2 , organických kyselin a jiných látek, které urychlují a zintenzivňují zvětrávání minerální složky půdy a půda je tak obohacována o zásobu asimilovatelných živin.

6. Některé látkové skupiny humusu slouží jako energetický zdroj půdním mikroorganismům. Množstvím a kvalitou těchto látek je značně ovlivňováno složení půdní mikroflóry, rozvoj a působení biochemických procesů, zejména translokace a transformace živin, které jsou velmi důležité pro úrodnost půdy.

7. Některé huminové látky mají stimulační vliv na rozvoj kořenového systému rostlin i na růst celé rostliny.

2.4.3 Množství a kvalita půdní organické hmoty v půdě a jejich stanovení

Humus se zkoumá a hodnotí ze dvou hledisek: kvantitativního a kvalitativního. Kvalita humusu je v půdách velmi často důležitější charakteristikou než kvantita (VALLA, 2002).

Všechny metody používané běžně v analytické praxi ke stanovení jsou poznamenány základní pojmovou chybou: mluví se o stanovení humusu, ale stanoví se vlastně spalitelné organické látky, tedy nejen humusové, ale i primární. Množství stanoveného uhlíku se přepočítává na tzv. „humus“ faktorem 1,724. Vychází se při tom z dřívějšího poznatku, že huminové kyseliny obsahují průměrně 58 % C_{ox} (KOLÁŘ, 1988).

Obsah půdní organické hmoty (organického C v půdě) není výrazně specifický pro jednotlivé půdní kategorie podle půdního typu ani podle půdního druhu. Stejně tak tomu je v případě členění sledovaných lokalit podle jejich nadmořské výšky. Široké rozpětí mezi minimálními a maximálními hodnotami

ukazuje na vysokou diversitu těchto půdních a klimatických podmínek a jejich působení, které nelze velmi zjednodušeně kategorizovat do půdních druhů, půdních typů nebo podle nadmořské výšky. Je zřejmé, že obsah půdní organické hmoty v dané lokalitě ovlivňuje složitý komplex faktorů, který řídí procesy transformace organických látek v půdě (KUBÁT et al., 2008).

Množství půdní organické hmoty (organického C) je místně specifické. Rozdíly v obsahu organického C mezi dlouhodobě nehnojenými parcelami jednotlivých pokusů jsou relativně velké, od 0,95 do 1,80 % C, zatímco vliv přibližně optimálního kombinovaného organického a minerálního hnojení se v jednotlivých pokusech pohybuje jen od 0,06 do 0,32 % zvýšení obsahu C (KUBÁT et al., 2008).

Obsah organického C v půdě se ve většině orných půd pohybuje v intervalu 1 až 2 % C a přechod mezi těmito hodnotami je plynulý. Totéž platí při kategorizaci půd podle půdního typu, podle půdního druhu i podle nadmořské výšky, takže samotné stanovení celkového obsahu organické hmoty v půdě (tj. obsahu organického C, N nebo S) nestačí pro posouzení, zda půda v této lokalitě má optimální, nízkou nebo vysokou zásobu organické hmoty. K tomu účelu je nutno znát další vlastnosti půdy a půdní organické hmoty, které lze souhrnně označit za kvalitativní znaky POH, zkráceně její kvalitu (KUBÁT et al., 2008).

Stanovení kvalitativních parametrů POH

Nejpoužívanějším kvalitativním ukazatelem je poměr huminových kyselin k fulvokyselinám, resp. poměr jejich oxidovatelného uhlíku. Podle PAVLA et al. (1984) je nutné poměr HK:FK vždy vztahovat pouze ke konkrétnímu půdnímu typu, neboť je jím více či méně charakterizován. Obecně lze říci, že čím je HK:FK vyšší, tím je vyšší i kvalita humusových látek, ale pevná kritériální stupnice zde chybí. Poměr HK:FK obecně vzrůstá s obsahem jílu, a naopak se snižuje s klesajícím pH. Rozmezí hodnot u našich orných půd dle půdních typů uvádí nejnověji KUBÁT et al. (2008).

Druhý nejčastěji používaný kvalitativní parametr humusových látek Q 4/6 se stanoví jako poměr absorbcí alkalického výluhu humusových látek při dvou vlnových délkách (většinou 465 a 665 nm). Čím je tento poměr vyšší, tím je kvalita humusových látek nižší. Výsledky je nutné vztahovat k danému půdnímu typu a opět chybí absolutní kritériální stupnice (HORÁČEK et al., 2005). Rozmezí hodnot tohoto ukazatele v půdách ČR lze nalézt rovněž v práci KUBÁTA et al. (2008).

Dalším doporučovaným kritériem kvality organické hmoty je poměr C:N, a to buď celkový v půdě, nebo jen v humusových látkách. Jeho využitelnost je v obou případech dobrá a primárně indukuje i stupeň humifikace. Pro svou pracnost stanovení nachází uplatnění spíše v odborných pracích (HORÁČEK, 1995).

Někdy se k hodnocení kvality půdní organické hmoty používá i tzv. stupeň humifikace Sh. Stupeň humifikace je nejčastěji definován jako poměr oxidovatelného uhlíku humusových látek, respektive humusových kyselin k celkovému uhlíku násobený stem, tedy $Sh = C_{ox}HK + C_{ox} FK / C_{ox} \text{ celk. krát } 100$, když někdy bývá v čitateli pouze $C_{ox}HK$, někdy se naopak sem zahrnuje i C_{ox} huminů (VALLA et al., 1980). Tento ukazatel jednoznačně lze doporučit podle HORÁČKA a LEDVINY, (1993) pro praktické i výzkumné účely, neboť dobře koresponduje s ostatními kvalitativními parametry i ve složitějších půdních podmínkách. Jeho výhodou jsou i určené pevné kritériální hodnoty.

Stanovení kvantitativní (množství humusu, resp. oxidovatelného uhlíku v půdě)

Společným principem stanovení je oxidace uhlíku půdních organických látek. Stanovené množství uhlíku je pak u nepřímých metod přepočteno na obsah tzv. „humusu“ výše uvedeným Welteho koeficientem 1,724. Metody, které se provádějí na suché cestě, obvykle dovolují totální oxidaci (C_t), mokrá cesta poskytuje zpravidla výsledky poněkud nižší (C_{ox}), je však nejběžněji používanou. Oxidace organického uhlíku se provádí buď přímo v půdním vzorku, nebo v extraktech připravených různými činidly v závislosti na cíli, který je sledován (VALLA et al., 2002; HORÁČEK et al., 2001).

A. Stanovení na suché cestě

a) ztráta žiháním

Patří mezi přímé metody (VALLA et al., 2002). K oxidaci organického uhlíku dochází v plameni kahanu, nebo přesněji v muflové či kelímkové peci. Aby se zabránilo rozkladu uhličitánů, žihá se při maximálně 530 °C. Úbytek konstituční vody jílu rovněž zkresluje výsledky. Tato metoda se používá pro vzorky s vysokým obsahem organických látek, kde je chyba stanovení relativně nižší (JANDÁK et al., 2003).

b) elementární analýza

Patří mezi nepřímé metody. Stanovuje se nejen C, ale podle potřeby i H, N, S a O. Vzorek je spalován za vysoké teploty (až 1800 °C) a plynné produkty spalování jsou čištěny, separovány a v konečné fázi analyzovány na příslušných detektorech (Thermal Conductivity Detector TCD, IR, UV apod.) (VALLA et al., 2002).

B. Stanovení na mokré cestě

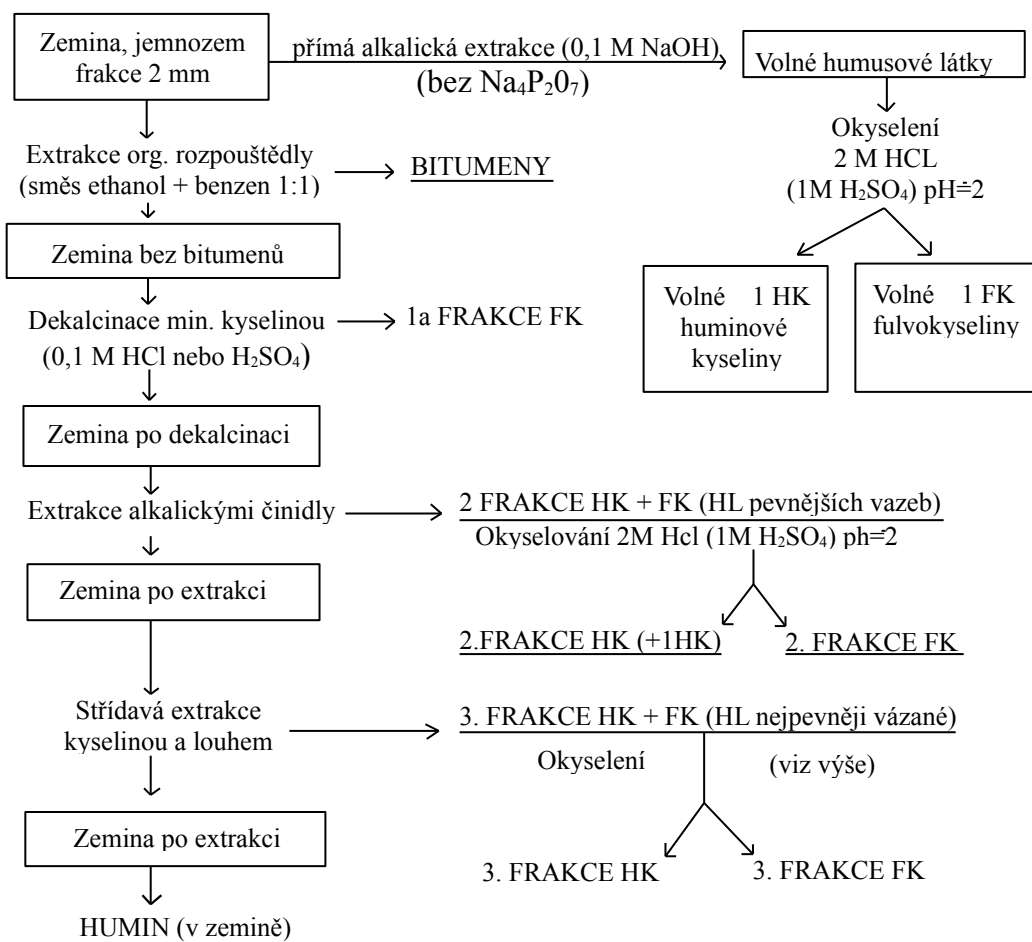
Patří mezi nepřímé metody. Má řadu modifikací, jejichž společnou podstatou je oxidace organického C kyslíkem některého chemického oxidans. Množství zoxidovaného uhlíku se vypočte z látkového množství oxidačního činidla, spotřebovaného k analýze. V případě dichromanu draselného je někdy používáno spektrometrie, kdy se ze změny optických vlastností reakčního roztoku (bez titrace) usuzuje na množství Cr^{3+} , vytvořeného po redukci Cr^{6+} během oxidace organického uhlíku. K okysličování přicházejí v úvahu nejčastěji soli Mn^{VII} , Cr^{VI} , Ce^{IV} . Nejběžnější je $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, který nahradil dříve používaný KMnO_4 , i když tento zažívá v poslední době opět jistou renesanci. Mezi základní činitele, ovlivňující výsledky, patří koncentrace okysličovadla, koncentrace kyselinosírového prostředí, teplota, při níž dochází k oxidaci a doba jejího trvání. Stanovení na mokré cestě chromsíranovou směsí se zpětnou retitrací nespotebovaného dichromanu železnatou (nejčastěji Mohrovou) solí je v současné době u nás nejrozšířenější způsob zjišťování obsahu organické hmoty v půdě (HORÁČEK et al., 1994).

Frakcionace humusových látek

Humusové složky lze izolovat pomocí řady extraktantů, přičemž přesná charakteristika humusových látek je velmi obtížná v důsledku jejich smíšeného charakteru (LEDVINA et al., 2000).

Možností vedoucích k získání jednotlivých frakcí humusových látek je tedy více. Jeden z možných způsobů je patrný ze schématu na následující straně.

Schéma č. 1: Obecné schéma frakcionace humusových látek (HORÁČEK et al., 1994)



2.4.4 Zpracování půdy a půdní organická hmota

Při dlouhodobém zachování stejného vegetačního krytu (typu porostu) a stejného způsobu využití půdy se v půdě ustaví rovnovážný stav mezi přísunem a úbytkem organické hmoty. K hlavním příčinám vedoucím k porušení této rovnováhy směrem ke snížení obsahu půdní organické hmoty a humusu patří především snížený přísun humusotvorného materiálu (část je odebírána sklizněmi) a zpracování půdy, které mění dosavadní poměr mezi mineralizací a humifikací směrem ke zvýšené mineralizaci. Čím častěji se půda v průběhu roku zpracovává a čím více je při tom půda obracena orbou, zejména při pěstování okopanin, tím více se rovnováha posunuje směrem k nižšímu obsahu humusu. Tento nežádoucí trend je možno zmírnit nahrazením orby kypřícími zásahy při zpracování půdy (LEDVINA et al., 2000).

Úbytky organické hmoty v půdě jsou považovány za nejvýznamnější faktor procesu degradace půd v obecném pojetí. Jsou způsobovány především větrnou a vodní erozí, nedostatečným přísunem organických hnojiv a hmot obecně do půd. Kvantifikace tohoto jevu je problematická, i když běžným pozorováním jsou známky dobře patrné (světlé erodované plochy na orné půdě bez vegetace na návětrných plochách svahů, odnosy materiálu kvalitního humusového horizontu do vodotečí nebo jeho akumulace v podsvahových deluviích) (SÁŇKA, MATERNA, 2004).

Zpracováním půdy orbou, která zapravuje posklizňové zbytky hlouběji, se zrychluje rozklad organické hmoty – mineralizace (KINSELLA, 1998). Hlavní důvod je ve zvýšeném obsahu vzduchu v nakypřené ornici. Výsledkem je momentálně větší množství uvolněných živin (hlavně dusíku) pro následující plodinu, ale zároveň vzrůstá degradace půdní organické hmoty. Velká část uvolněných živin, které jsou dobře přijatelné pro rostliny, může být vyplavena nebo odnesena erozí (HŮLA et al., 2002).

Víceleté využívání půdoochranných technologií, zejména no-till technologie, vede vlivem zvyšující se dotace organické hmoty do půdy za současného růstu aktivity půdních organismů ke změnám v distribuci organického C a N v půdním profilu. V hloubce 0,05-0,1 m pod povrchem nezpracovaných půd je obvykle prokazatelně větší množství organické hmoty, než je tomu u oraných půd (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ et al., 2008). Řada autorů, např. HORÁČEK et al. (2005), uvádí zvýšený obsah POH v povrchové vrstvě mělce zpracovaných půd. Naopak k odlišným výsledkům dospěli HORÁČEK et al. (2008) v podrobné profilové studii dlouhodobého provozního pokusu ve Schwandorfu. Zde při téměř srovnatelném obsahu C_{ox} v orané i bezorebné variantě do hloubky 0,3 m dochází u orby k prudkému poklesu jak obsahu, tak kvality POH, kdežto v bezorebné variantě jsou obsahy POH vyšší a pokles s hloubkou je rovnoměrnější, včetně její lepší kvality.

Naproti tomu ve srovnávací studii vlivu minimálního (MT) zpracování na POH v rozdílných půdně klimatických podmínkách byly v pokusném honu ve Studené průměrné obsahy celkového uhlíku (C_{ox}) u kambizemě v hloubkách 0,05-0,1 m a 0,25-0,3 m srovnatelné u obou variant zpracování. V hloubce 0,15-0,2 m byly vyšší u konvenčního zpracování (CT). Obsahy vlastních humusových látek a horkorozpuštěného uhlíku byly přibližně stejné u obou variant zpracování ve všech třech odebíraných hloubkách. Kvalitativní parametry půdní organické hmoty byly u kambizemě v hloubce 0,05-0,1 m příznivější v konvenčním

zpracování. V hloubce 0,15-0,2 m, a zvláště 0,25-0,3 m, byla již kvalita humusu lepší v minimálním zpracování (MT). Na pokusném pozemku v Gross Enzedorfu u černozemě nebyly zaznamenány u kvalitativních ani kvantitativních parametrů humusu v odpovídajících si hloubkách mezi MT a CT podstatné rozdíly (HORÁČEK et al., 2005).

Půdní edafon se účastní jak přeměn organické hmoty, tak i biologického zvětrávání minerálního podílu. Procesy přeměn probíhají v tělech půdních organismů nebo vně, v půdním prostředí za pomoci enzymů, které půdní organismy produkují. Půdní edafon je nezbytný pro tvorbu půdních agregátů, rozhoduje o bilanci živin a je nenahraditelným faktorem biologického samočištění půdy. Edafon je rozhodujícím uvozujičím faktorem přeměny organických látek humifikací, mineralizací nebo ulmifikací. Zvláště makro a mezoedafon se podílí také na prostorovém uspořádání půdního profilu tvorbou chodeb, míšením půdní hmoty nebo tmelením půdních částic. Dodávky organické hmoty do půdy jak v konvenčních, tak zejména v půdoochranných systémech obdělávání půdy podporují rozvoj půdních organismů z hlediska jejich kvantity i kvality (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ et al., 2008).

Práce KUBÁTA et al. (2008) ukazuje, že obsah půdní organické hmoty (organického C v půdě) není výrazně specifický pro jednotlivé půdní kategorie podle půdního typu ani podle půdního druhu. Stejně tak tomu je v případě členění sledovaných lokalit podle jejich nadmořské výšky. Neznamená to, že by vliv půdních a klimatických podmínek na utváření a stabilizaci organických látek v půdě byl nevýznamný. Naopak, široké rozpětí mezi minimálními a maximálními hodnotami ukazuje na vysokou diversitu těchto půdních a klimatických podmínek a jejich působení, které nelze velmi zjednodušeně kategorizovat do půdních druhů, půdních typů nebo podle nadmořské výšky. Je zřejmé, že obsah a kvalitu půdní organické hmoty v dané lokalitě ovlivňuje složitý komplex faktorů, který řídí procesy transformace organických látek v půdě a svoji roli zde může hrát i dlouhodobé uplatňování toho či onoho systému zpracování půdy.

2.5 Eroze půdy

2.5.1 Eroze a její faktory

V nejširším smyslu slova pod pojmem „eroze“ rozumíme rozrušování litosféry resp. pedosféry pohybující se hmotou erogenního původu. V současné době se eroze definuje jako komplexní proces, zahrnující rozrušování půdního povrchu, transport a sedimentaci uvolněných půdních částic působením vody, větru, ledu a jiných tzv. erozních činitelů (JANEČEK et al., 2007).

Eroze je jednou ze základních a velmi nebezpečných příčin poškození půdy. V přírodní, kulturně nevyužívané krajině probíhá méně škodlivě jako normální eroze, poněvadž příroda zaceluje vzniklé erozní útvary poměrně rychle vegetací. Je-li však vegetační kryt odstraněn odlesněním, špatně provozovanou zemědělskou nebo lesní výrobou, těžbou apod., vzniká zrychlená eroze, při níž je půda vodou nebo větrem obnažována až i na skalní podklad (JÚVA et al., 1977).

Průměrná celková velikost eroze ze zemědělsky využívaných půd v Evropě a Severní Americe činí asi 12-17 t.ha⁻¹.rok⁻¹ (z toho asi 5 t.ha⁻¹.rok⁻¹ připadá na větrnou erozi), avšak v Africe, Asii a Jižní Americe asi 30-40 t.ha⁻¹.rok⁻¹ (přitom tzv. tolerované ztráty půdy odnášené z 1 ha plochy za rok jsou asi 5-11 t.ha⁻¹.rok⁻¹). Vezmeme-li v úvahu, že 1 cm vrstva půdy se vytváří 100-400 roků, při objemové hmotnosti 1,33 g.cm⁻³ to představuje asi 0,3-1,3 t.ha⁻¹.rok⁻¹. Z uvedeného je zřejmý obrovský rozsah a závažnost ohrožení půd erozí (ELLIS, MELLOR, 1995; ŠIMEK, 2005).

Na území naší republiky je cca 50 % orné půdy ohroženo vodní erozí a téměř 10 % větrnou. Na převážné ploše erozí ohrožených půd není prováděna systematická ochrana, která by omezovala ztráty půdy na dané přípustné hodnoty, tím méně na úroveň, která by bránila dalšímu snižování mocnosti půdního profilu a ovlivňování kvality vod v důsledku pokračujícího procesu eroze (JANEČEK et al., 2007).

Z hlediska náchylnosti půdy resp. zeminy k odnosu hovoříme o erodibilitě (erodovatelnosti), která je daná především jejími fyzikálními, mechanickými a chemickými vlastnostmi. Tzv. erozivita je potencionální možnost deště podmínit odnos půdy, je tedy především funkcí fyzikálních vlastností dešťových srážek, zvl. jejich intenzity a časového rozložení (HUDSON, 1971). V erodovatelnosti půdy nastávají sezónní změny, které se projevují změnou půdní struktury, stability agregátů a propustnosti půdy. Rozhodující je stupeň stability půdních agregátů pod

vlivem energie dopadajících dešťových kapek. K porušení agregátů dešťovými kapkami dojde tehdy, když je překonána vnitřní síla odporu agregátů (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ et al., 2008).

Důsledkem eroze půdy je změna fyzikálních vlastností půdy, zejména struktury, textury, objemové hmotnosti, vodní kapacity, pórovitosti, infiltrační schopnosti, hloubky pro vývoj kořenů aj. Eroze půdy má vliv i na chemické vlastnosti zejména ve třech důležitých oblastech:

- snižuje obsah organické hmoty a humusu v půdě
- snižuje obsah minerálních živin v půdě
- obnažuje podorničí s nízkou přirozenou úrodností a vyšší kyselostí (JANEČEK et al., 2008).

Eroze se může projevovat v různé formě i intenzitě a může také dosáhnout různého rozsahu neboli stupně. O tom obecně rozhodují tyto činitele:

- a) klimatické a hydrologické poměry, jako je množství, rozdělení a intenzita ovzdušných srážek, teplota, oslunění, výpar, odtok, výskyt a síla větrů;
- b) územní poměry, zejména vyčlenění území, sklonitost a expozice;
- c) půdní poměry, jako povaha horninového substrátu, druh a typ půdy, obsah humusu aj.;
- d) biologické poměry, charakterizované hlavně vegetačním krytem a biologickým stavem půdy;
- e) hospodářsko-technické poměry, zejména užívání a obhospodařování půdy, zásahy vodohospodářské a meliorační, provádění staveb apod. (CÁBLÍK, JŮVA, 1963).

Půdy poškozené erozí se vyznačují ochuzenou ornici, tj. zkráceným humusovým horizontem, ochuzením půdy o humus a živiny, snížením biologické aktivity. Tyto skutečnosti se promítají do zvýšené náchylnosti erodované půdy jak k vysychání, tak také ke slévání a kornatění půdního povrchu. Tyto jevy se ještě stupňují orbou, již se do ornice přiorává část neúrodné spodiny a ta dále zeslabuje stabilitu struktury ornice a prohlubuje se nebezpečí eroze. Erodované půdy jsou rovněž náchylné ke zhutnění, které způsobuje další snížení propustnosti pro vodu i vzduch (LHOTSKÝ et al., 1994).

2.5.2 Vodní eroze

Vodní eroze je velmi složitý jev, na jehož vzniku a průběhu se podílí celá řada faktorů. Po stránce kvalitativní je ji možno charakterizovat úbytkem půdní hmoty na plošné jednotce povrchu půdy za určité časově vymezené období (TOMAN et al., 1994).

Lze ji charakterizovat jako proces, při kterém působením energie vody dochází k rozrušování povrchu půdy. Vodní eroze tedy probíhá jako následek intenzivních srážek. V první fázi dopadající vodní kapky rozrušují povrch nechráněné půdy a rozplavují půdní agregáty. Vzniká tak povrchová vrstvička půdy, která omezuje vsakování, takže voda začne brzy stékat po povrchu. Začíná odnos materiálu spojený s dalším rozrušováním proudící vodou (NOVÁK et al., 2009).

Přihlížíme-li k účinkům na půdu, může eroze působit jako:

- a) eroze plošná (vrstevnatá), při níž dešťový odtok splachuje zemité částice v tenké vrstvě z celého půdního povrchu;
- b) eroze rýhová (brázdová), jestliže stékající voda vytváří v napadené ploše postupně se zvětšující rýžky a brázdy;
- c) eroze výmolová (stržová), vymílá-li dešťový odtok již hluboké brázdy, výmoly a strže;
- d) eroze bystřinná a říční, jestliže soustředěné dešťové odtoky a vodní proudy vymílají ve stržích, úžlabinách a údolních trvalá vodní koryta (CÁBLÍK, JŮVA, 1963).

K poškozování půdy vodní erozí dochází buď nedůsledným dodržováním návrhu úprav pozemků, nebo nerespektováním terénu s méně výraznou členitostí, takže rozměry i tvary honů, skladba osevních postupů a s tím související agrotechnické úkony neodpovídají v plném rozsahu přírodním podmínkám. Mnohdy i navrhovaná protierozní opatření nejsou prováděna pečlivě, nebo jsou dokonce podceňována. S tím souvisí nižší výrobnost půdy a neúměrné náklady na její zúrodnování (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ et al., 2008).

Zatím nejdokonaleji vyjadřuje kvantitativní účinek hlavních faktorů ovlivňujících vodní erozi způsobovanou zejména přívalovými dešti tzv. univerzální rovnice pro výpočet průměrné dlouhodobé ztráty půdy z pozemků (USLE-Universal Soil Loss Equation) dle WISCHMEIERA a SMITHA (1978).

Rovnice má tvar: $G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$

- G – průměrná dlouhodobá ztráta půdy [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]
- R – faktor erozní účinnosti deště, vyjádřený v závislosti na četnosti jejich výskytu, kinetické energii, intenzitě a úhrnu
- K – faktor erodovatelnosti půdy, vyjádřený v závislosti na textuře a struktuře ornice, obsahu organické hmoty a infiltrační schopnosti půdy
- L – faktor délky svahu, vyjadřující vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztráty půdy erozí
- S – faktor sklonu svahu, vyjadřující vliv sklonu na velikost ztráty půdy erozí
- C – faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu, vyjádřený v závislosti na druhu a vývoji vegetace a použité agrotechnice
- P – faktor účinnosti protierozních opatření

Dosažené výsledky jednoznačně dokumentují, že bude nutné přehodnotit velikost zatím doporučované hodnoty R – faktoru pro naše podmínky. To znamená, že místo původně doporučované průměrné hodnoty pro území České republiky $R = 20$ by měla být doporučena hodnota $R = 45$, ne-li dokonce 66. Případné doporučení nově zjištěných hodnot R – faktoru se v návrhové praxi projeví zvýšenými požadavky na uplatnění účinnějších protierozních opatření. To však lze považovat za příznivý trend směřující k dokonalejší ochraně půdy před erozí (JANEČEK et al., 2006).

Při hodnocení vodní eroze v našich podmínkách je přípustná ztráta půdy stanovena podle hloubky půdního profilu u půd: mělkých (do 0,3 m) nemá smysl přesáhnout $1 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, u půd středně hlubokých (0,3-0,6 m) - $4 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ a u půd hlubokých (nad 0,6 m) - $10 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (JANEČEK et al., 2007).

2.5.3 Větrná eroze

Povrch půdy je rovněž rozrušován působením větru. Silou větru je pak vyvolán pohyb půdních částic, někdy i na značné vzdálenosti. Podle velikosti půdních částic můžeme rozlišit tři druhy jejich pohybu. Velmi jemné částice o průměru menším jak 0,1 mm se pohybují ve formě suspenze. Půdní částice střední velikosti se pohybují v občasném kontaktu s povrchem - pohyb skokem. Největší, a tedy i nejtěžší částice půdy vítr pouze posouvá po povrchu. Sunutím se obvykle

pohybují částice o průměru 0,5 až 2 mm, ovšem velmi záleží na rychlosti větru a charakteru povrchu. Největší působení větrné eroze lze očekávat na rovinném povrchu nechráněném vegetací (NOVÁK et al., 2009).

Větrná eroze působí zpravidla plošně, výjimečně v pruzích ve směru proudění větrů. Hlavními faktory ovlivňujícími větrnou erozi jsou klimatické poměry (větrné charakteristiky, srážky, výpar, atd.), půdní poměry (obsah tzv. neerodovatelných částic nad 0,84 mm, obsah jílovitých částic do 0,01 mm, vlhkost, atd.) a způsob využití krajiny včetně vegetačního krytu (land use / landcover). Obecně platí, že nejvíce ohrožené větrnou erozí jsou půdy lehké (písčité až hlinitopísčité), naopak nejméně ohrožené jsou půdy těžké (jílovité půdy a hlíny) (SKLENIČKA, 2003).

Při vzniku a v průběhu větrné eroze se uplatňují různé podmínky, podle nichž se vytvářejí odlišné erozní formy. Posunuje-li vítr písek, a tím strhává i jiné zemité částice, nastává extruze. Jestliže se písek pohybuje skokem a nárazy odštěpuje částice ze zemitých agregátů, vzniká půdní abraze, při nárazu na skalní plochy tzv. koraze. Při jiném způsobu, označovaném jako detruze, jsou částice vydrolené větrem svršku hrudek odnášeny nebo sráženy do závětrí hrud. Naproti tomu zvedá-li vítr zemité prach do značných výšek a odnáší na dálku, mluvíme o efflaci (CÁBLÍK, JŮVA, 1963).

Větrná eroze působí škody na zemědělské půdě odnosem půdních částic a hnojiv, ale i obnažováním kořínků rostlin a přesekáváním jemných stonků mladých rostlin větrem unášenými zrnky zeminy. Větrně přemístěnou zeminou jsou rovněž zanášeny příkopy, komunikace apod. (PASÁK et al., 1984).

Erodovatelnost půdy větrem je hodnocena jako potenciální a skutečná.

Potenciální erodovatelnost půdy větrem E_p ($t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) dle PASÁKA (1966) vychází z obsahu jílnatých částic M (% nebo $kg \cdot t^{-1}$), $E_p = 875,520 \cdot 10^{-0,0787 \cdot M}$.

Skutečná erodovatelnost půdy větrem E_s ($g \cdot m^{-2}$) vyjadřuje skutečný odnos půdy větrem v okamžiku, kdy byla měřena rychlost větru při povrchu půdy R ($m \cdot s^{-1}$), vlhkost povrchové vrstvy půdy V (% hm.) a stanoven obsah neerodovatelných částic P ($>0,84$ mm) (%). Rovnice skutečné erodovatelnosti půdy větrem má tedy tvar:

$$E_s = 22,02 - 0,72P - 1,69V + 2,64R \text{ (PASÁK, 1967)}$$

2.5.4. Půdoochranné zpracování a eroze

Charakteristickým znakem půdoochranného zpracování půdy je částečné či úplné ponechání zbytků rostlin předplodiny nebo meziplodiny na povrchu půdy jako mulč. Rostlinné zbytky na povrchu účinně chrání půdu před erozí tím, že poskytují ochranu vrchní vrstvě půdy proti přívalovým dešťům a také proti odnosu větrem. Výsledkem je redukce půdní eroze. Eroze je snižována se zvyšujícím se pokrytím půdy mulčem. Při komplexním zakrytí půdy rostlinnými zbytky je možné odnos zeminy téměř eliminovat (HŮLA, PROCHÁZKOVÁ et al., 2008).

U jednoletých rostlin se protierozní účinek vegetace v průběhu roku mění, přičemž nejméně je půda chráněna v době setí. Pokrytí povrchu půdy rostlinnými zbytky je proto významným přínosem k protierozní ochraně. Rostlinné zbytky tlumí energii dešťových kapek při intenzivních srážkách a zpomalují povrchový odtok vody. Zvětšení drsnosti půdního povrchu se projevuje příznivě i z hlediska ochrany půdy před větrnou erozí. U cukrovky a dalších plodin vysévaných do širokých řádků znamená výsev do mulče menší nebezpečí tvorby půdního škraloupu po vydatnějších srážkách na začátku vegetace (HŮLA et al., 1997).

Z předchozího je zřejmé, že nejvíce ohrožené zemědělské půdy jakoukoli erozí jsou půdy orné (zpracovávané) s delšími či kratšími intervaly zapojeného porostu a kromě jiného zde bude velmi záležet na použité technologii či systému zpracování půdy.

Základním principem protierozní ochrany je tedy pěstování plodin s vysokým protierozním ochranným účinkem na sklonitých a erozně ohrožených pozemcích. Erozně ohrožená půda by neměla po delší dobu zůstat bez vegetačního pokryvu (KVÍTEK, TIPPL, 2003).

2.6 Pozemkové úpravy

2.6.1 Význam pozemkových úprav

Pozemkovými úpravami se ve veřejném zájmu prostorově a funkčně uspořádávají pozemky, scelují se nebo dělí, zabezpečuje se jimi přístupnost, využití pozemků a vyrovnání jejich hranic tak, aby se vytvořily podmínky pro racionální hospodaření vlastníků půdy. V těchto souvislostech se k nim uspořádávají vlastnická práva a s nimi související věcná břemena. Současně se jimi zajišťují podmínky pro zlepšení životního prostředí, ochranu a zúrodnění půdního fondu, vodní hospodářství a zvýšení ekologické stability krajiny. Výsledky pozemkových úprav slouží pro obnovu katastrálního operátu a jako nezbytný podklad pro územní plánování (VÍTEK et al., 2009).

Z hlediska pozemkových úprav je problematika ochrany půdy jedna z vědních disciplín, zabývající se erozí půdy, zhutněním a degradací různého původu.

Z titulu veřejného zájmu se projektují a realizují opatření k ochraně a zúrodnění půdního fondu, zvelebení krajiny a zvýšení její ekologické stability. Návrh ochranných a ekologických opatření se zpracovává formou plánu společných zařízení. Jsou vytvořeny podmínky pro to, aby plán společných zařízení řešil ochranu půdy komplexně v návaznosti na ostatní složky životního prostředí. V praxi je obvykle zaměřen mimo jiné na protierozní a protipovodňovou ochranu včetně zvyšování vodní retence území, ale obsahuje i vhodné řešení akumulčních a infiltračních oblastí (UHLÍŘOVÁ, KUČERA, 2004).

Právní ochrana půdy a vody souvisí s GIS a jeho napojením na katastr nemovitostí (KN). Právě závazné údaje o druhu pozemku, poznámky v KN nebo věcná břemena mohou usměrnit způsoby využívání celých území. Proto jsou ochrana půdy a katastr nemovitostí, vedle krajinného plánování, jedny z hlavních disciplín pozemkových úprav (VÁCHAL et al., 2005).

2.6.2 Současný stav pozemkových úprav, legislativa

Pozemková úprava se provádí zpravidla formou komplexní pozemkové úpravy (KPÚ). Ta oproti tzv. jednoduché pozemkové úpravě (JPÚ) kromě řešení vlastnických práv k jednotlivým pozemkům komplexně postihuje další aspekty, které s sebou změny půdní držby přinášejí, jako např. návrh protierozních opatření, návrh

cestní sítě, opatření k ochraně přírody a zvýšení ekologické stability krajiny atd. Komplexní pozemková úprava se navíc zpravidla provádí v rámci katastru, zatímco jednoduchou pozemkovou úpravou lze otevřít pouze v jeho části, např. pouze pro dva vlastníky. Vzhledem k tomu, že celý tento proces ve fázi projekce trvá dva roky a více, časový horizont realizace se v současné době pohybuje v závislosti na finanční náročnosti řádově i několik let nebo i desítek let (SKLENIČKA, 2003).

Dle statistiky pozemkových úřadů (INTERNETOVÝ ODKAZ č. 1) bylo ke konci roku 2008 v ČR ukončeno 914 komplexních pozemkových úprav na celkové rozloze 386 770 ha, přičemž jen v roce 2008 bylo ukončeno 126 KPÚ. Zahájených a rozpracovaných bylo k témuž roku 86 890 na 389 656 ha. Jednoduchých pozemkových úprav bylo ke konci téhož období ukončeno 3358 na 209 517 ha a jen za rok 2008 bylo ukončeno 92 JPÚ a zahájených a rozpracovaných zůstává 248 na 99 504 ha. Tyto pozemkové úpravy pak celkem řeší necelých 14 % z rozlohy ČR a přibližně 25 % z půdy zemědělské.

Legislativa pozemkových úprav ve vztahu k erozi

Samotné pozemkové úpravy jsou regulovány řadou zákonů a vyhlášek mimo jiné z oblastí pozemkových úprav, zeměměřictví, zemědělského půdního fondu a BPEJ, oceňování nemovitostí, ochrany životního prostředí (INTERNETOVÝ ODKAZ č. 2). Nejdůležitější z nich je ZÁKON č. 139/2002 Sb., o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech a o změně zákona č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku, ve znění pozdějších předpisů, neboť **eroze půd není v české legislativě ošetřena přímo**. Tento zákon v § 2 uvádí, že pozemkovými úpravami se současně zajišťují podmínky pro zlepšení životního prostředí, ochranu a zúrodnění půdního fondu, vodní hospodářství a zvýšení ekologické stability krajiny.

Vedle zákona č. 139/2002 Sb., o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech, ve znění pozdějších předpisů, který byl zmíněn výše, erozi řeší následující předpisy:

VYHLÁŠKA č. 545/2002 Sb., o postupu při provádění pozemkových úprav a náležitostech návrhu pozemkových úprav v § 3 stanoví, že podrobný průzkum terénu se provede v celém obvodu pozemkových úprav, a pokud je to potřebné z hlediska ochrany pozemků před vodní erozí a před povodněmi nebo pro řešení dalších opatření v oblasti vod, provede se i v lokalitách na něj navazujících tak, aby

byl zjištěn skutečný stav využívání území z hlediska zemědělské výroby, ochrany půdy, krajinného prostředí a všech faktorů, které mohou ovlivnit plán společných zařízení, nové polohové uspořádání pozemků a změny pozemků podle jejich druhů.

Podrobným průzkumem terénu, ke kterému jsou přizváni zástupci orgánu ochrany zemědělského půdního fondu, státní správy lesů a popřípadě dalších dotčených orgánů, se zjišťuje též nesoulad mezi skutečností v terénu a stavem evidovaným v katastru nemovitostí a současně se posuzuje možnost změny druhů pozemků. Stanoviska dotčených orgánů ke změnám druhů pozemků se zaznamenají do protokolu.

Součástí podrobného průzkumu terénu podle § 3 zákona je zjištění skutečností, které jsou nezbytné pro zpracování návrhu pozemkových úprav, mj. též degradace půdy, heterogenita pozemků, zjištění projevů vodní a větrné eroze (například smyvy, zamokření, dráhy soustředěného odtoku vody, rýhy, strže, deflace, akumulace); současný stav eroze se dokladuje výpočtem míry erozního ohrožení. Ustanovení zákona č. 139/2002 Sb. a prováděcí vyhlášky je možné aplikovat pouze jako součást provádění pozemkových úprav.

Pro zranitelné oblasti (NAŘÍZENÍ VLÁDY ČR č. 103/2003 Sb., příloha č. 1) jsou v § 11 stanovena protierozní opatření:

- (1) Vhodná agrotechnická protierozní opatření ve zranitelných oblastech, která odpovídají stanovištním podmínkám, se provádějí na půdách ohrožených erozí, jejichž skupiny jsou uvedeny v tabulce č. 5 přílohy č. 2 k tomuto nařízení.
- (2) Z důvodů ochrany půdy před erozí a vod před znečištěním se nesmí pěstovat širokořádkové plodiny (kukuřice, slunečnice, sója, bob, brambory apod.) na pozemcích se sklonitostí nad 7° (čtvrtá číslice kódu bonitované půdně-ekologické jednotky je 4 a více), které přiléhají k vodnímu toku nebo k jinému vodnímu útvaru (INTERNETOVÝ ODKAZ č. 3).

2.6.3 Bonitace půdního fondu

Bonitování půdy má za úkol posoudit bonitu půdy, tj. stupeň schopnosti nebo vhodnosti půdy pro pěstování kulturních rostlin, a prakticky se tento pojem kryje s pojmem úrodnosti půdy v nejširším slova smyslu. Bonitování půd je pouze

relativním posuzováním produkční schopnosti půd, neboť porovnává navzájem produkční schopnost různých půd. Každé bonitování (či hodnocení) půdy spočívá na třídění, čili klasifikaci půd (NĚMEC, 2001).

Před rokem 1930 bylo hlavním kritériem bonitační klasifikace posouzení zrnitostního složení, vrstevnatosti půdy a obsahu humusu. Později byla postupně začleňována i další kritéria (geneze půd, substráty, hlavní pěstované plodiny apod.). Až v rámci komplexního průzkumu půd (KPP), který probíhal v letech 1961-1970, byla vytvořena geneticko-agronomická klasifikace. Výsledky KPP jsou základním materiálem, na který bonitace logicky navazuje a doplňuje ho o další půdní ekologická a ekonomická hlediska (VALLA et al., 2002).

Geneticko – agronomický systém byl později použit i pro vymezení bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) používaných pro účely bonitace a ocenění zemědělské půdy. V lesnictví se však používal poněkud jiný klasifikační systém půd. Proto ve snaze sblížit hodnocení zemědělských a lesních půd byl vypracován a roku 1987 publikován morfogenetický klasifikační systém půd (MKSP) (ŠIMEK, 2005).

Podle Němce (2001) má bonitace ZPF v současné době podobu bonitačního informačního systému, složeného ze dvou vzájemně propojených částí - půdně kartografického informačního systému a numerické datové báze. Půdně kartografický informační systém je dle Janků (2003) tvořen souborem map, s vymezením BPEJ, označených pětímístným číselným kódem, výměrou a pořadovým číslem lokality. Systém obsahuje asi 27 200 map. Bonitační numerická datová báze byla zpracována jako jednotná flexibilní soustava informací, umožňující průběžnou aktualizaci, doplňování a rozšiřování. Vnitřně je členěna do agroekologického a ekonomického bloku (NĚMEC, 2001).

Bonitovaná půdně ekonomická jednotka (BPEJ)

Bonitovaná půdně ekologická jednotka je základní určovací a oceňovací jednotka produkční schopnosti zemědělské půdy, vyjádřená číselným kódem. Číslice kódu vyjadřují půdně-klimatické vlastnosti půdy. Jednotky tvoří ohraničený územní celek, který má specifické ekologické vlastnosti a bioenergetický potenciál (INTERNETOVÝ ODKAZ č. 4).

Každá BPEJ je charakterizována souborem faktorů, které byly spolu s dalšími údaji zaznamenávány smluveným systémem kódů do zvláštních karet a převedeny do počítačových databází (VALLA, 2002). Kód se skládá z 5 číslic. První značí klimatický region (KR), další dvě jsou symbolem příslušné hlavní půdní jednotky (HPJ); souborně pak tato trojice číslic označuje hlavní půdně klimatickou jednotku. V pořadí čtvrtá číslice charakterizuje kombinaci sklonitosti a expozice, pátá je kombinace kódu skeletovitosti a hloubky půdního profilu (NĚMEC, 2001).

Charakteristika kódu BPEJ

1) Klimatické regiony (KR) zahrnují území s přibližně shodnými klimatickými podmínkami pro růst a vývoj zemědělských plodin. Klimatické regiony byly vyčleněny výhradně pro účely bonitace zemědělského půdního fondu, i když v mapových podkladech zahrnují veškerou plochu ČR. Kolektiv autorů k vymezení KR použil podklady ČHMÚ. Mezi rozhodující použitá kritéria patří: suma průměrných denních teplot rovných nebo vyšších než 10 °C, průměrná roční teplota vzduchu, průměrný roční úhrn srážek, pravděpodobnost výskytu suchých vegetačních období a vláhová jistota ve vegetačním období. Dále byly použity další doplňující indikátory. S ohledem na určený počet míst kódu BPEJ bylo v závěru hodnocení vyčleněno pouze 10 klimatických regionů označených číslem 0-9 (MAŠÁT et al., 2002).

2) Hlavní půdní jednotka (HPJ) je syntetická agronomizovaná jednotka charakterizovaná účelovým (agronomickým) seskupením genetických půdních typů, subtypů, půdotvorných substrátů, zrnitosti, hloubky půdy, typem a stupněm hydromorfismu a reliéfem území. Klasifikační soustava bonitace představuje 78 HPJ (číselný kód 01-78), které z geneticko-agronomického hlediska tvoří 13 základních skupin (MAŠÁT et al., 2002).

Hlavní půdní jednotky jako základní jednotky klasifikační soustavy:

- Skupina půd převážně černozemního charakteru
- Skupina hnědozemí
- Skupina illimerizovaných půd – luvizemí
- Skupina půd rendzin – rendziny a pararendziny
- Skupina půd na píscích a štěrkopíscích a substrátech jim podobných, včetně slabě oglejených variet (regozemě)

- Skupina hnědých půd – kambizemě
- Skupina silně kyselých hnědých půd a rezivých půd mírně chladné a chladné oblasti (kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly)
- Skupina mělkých půd – kambizemě, rankery, litozemě
- Skupina půd velmi sklonitých poloh
- Skupina oglejených (mramorovaných) půd – pseudogleje
- Skupina půd nivních poloh – fluvizemě
- Skupina lužních půd – černic
- Skupina hydromorfních půd – gleje jako složky pedoasociací

Charakteristiku jednotlivých HPJ dle genetického půdního typu uvádí podrobně vyhl. č. 327/1998 Sb. Mze ČR (MAŠÁT et al., 2002).

Hlavní půdně klimatická jednotka (HPKJ) je vyšší taxonomická jednotka soustavy, která je charakterizována kombinací ekologicky podobných typů a subtypů, půdních substrátů, zrnitosti, vláhového režimu a klimatu. Vzniká kombinací klimatického regionu a hlavní půdní jednotky. Faktory sklonitosti, expozice, skeletovitosti a hloubky půdy jsou označovány jako „vnitřní kód“ BPEJ (HORÁČEK et al., 1994).

3) Sklonitost (SL) (svažitost) určuje svah lokality ve stupních, kóduje se číslicí 0 až 6. Kategorie 0 označuje úplnou rovinu (rozpětí SL 0-1°), kategorie 1-rovinu (SL 1-3°), kategorie 2 - mírný sklon (SL 3-7°), kategorie 3 - střední sklon (SL 7-12°), kategorie 4 - výrazný sklon (SL 12-17°), kategorie 5 - příkrý sklon (SL 17-25°), kategorie 6 - sráz (přes 25°) (MAŠÁT et al., 2002).

4) Expozice vyjadřuje polohu lokality BPEJ vůči světovým stranám, kóduje se číslicí 0 až 3. Kategorie 0 označuje rovinu s všesměrnou expozicí, 1 - jižní expozici (jihozápad až jihovýchod), 2 východní a západní expozici (jihozápad až severozápad, jihovýchod až severozápad) a kategorie 3 severní expozici (severozápad až severovýchod). Kombinace sklonitosti a expozice vytváří čtvrtou číslicí kódu BPEJ nabývající hodnot 0-9. V podstatě vyjadřuje reliéfní podmínky vytvoření půdního profilu (MAŠÁT et al., 2002).

5) Skeletovitost (K) vyjadřuje komplexní hodnocení šterkovitosti (pevné částice velikosti 4 - 30 mm) a kamenitosti (pevné částice velikosti 30-300 mm) podle jejich obsahu v ornici a podorničí, kóduje se číslicí 0-4. Při obsahu šterku a kamene do 10 % (stupeň 0) hovoříme o půdě jako o půdě s příměsí šterku a kamene; mezi 10-20 % (stupeň 1) jako o půdě slabě šterkovité, kamenité; při obsahu 25-50 % (stupeň 2) jako o půdě středně šterkovité, kamenité a při obsahu nad 50 % (stupeň 3) jako o půdě silně šterkovité, kamenité (JANKŮ, 2003).

6) Hloubka půdy (H) charakterizuje mocnost půdního profilu, kterou omezuje v určité hloubce buď pevná skála či její rozpad, nebo silná skeletovitost. Kóduje se číslicí 0 až 2. Půdy hluboké (s hloubkou půdy více než 0,6 m) spadají do kategorie 0, půdy středně hluboké (hloubka půdy 0,3-0,6 m) do kategorie 1 a půdy mělké (do 0,3 m) spadají do kategorie 2 (MAŠÁT et al., 2002). Kombinací kódu skeletovitosti a hloubky půdy se tvoří pátá číslice BPEJ, která do jisté míry charakterizuje časovou podmínku vytvoření konkrétního půdního profilu (HORÁČEK et al., 1994).

Bonitace zemědělské půdy je ve své současné podobě zatím posledním krokem v mapování, klasifikaci a hodnocení zemědělského území z hlediska pedologického, agroekologického, produkčního i ekonomického (NĚMEC, 2001).

Od roku 1998 je aktualizace a mapování BPEJ pojata jako trvalá činnost řízená Ústředním pozemkovým úřadem MZe ČR (INTERNETOVÝ ODKAZ č. 5).

3. CÍL PRÁCE

Hlavním cílem této práce je prokázat či neprokázat rozdíly ve vybraných vlastnostech půdy při půdoochranném zpracování půdy a v konvenčním zpracování ve vztahu k erozi v horších půdně klimatických podmínkách, se zvláštním zřetelem k množství a kvalitě půdní organické hmoty jako jedné z hlavních součástí půdních tmelů, které rozhodujícím způsobem ovlivňují tvorbu a stabilitu půdních agregátů a tím i náchylnost půdy k rozplavení.

4. MATERIÁL A METODIKA

4.1 Charakteristika stanoviště

Pokusný hon se nachází v Jihočeském kraji, v okrese Jindřichův Hradec, nedaleko obce Olšany, viz obr. č. 1 a 2 v části přílohy. Tento pozemek je obhospodařován společností Stagra s. r. o., se sídlem ve Studené. Tato společnost se zabývá jak rostlinou, tak živočišnou výrobou. V současné době obhospodařuje zhruba 1850 ha.

Z hlediska půdních podmínek se na pozemku vyskytuje dle taxonomického klasifikačního systému půd půdní typ kambizem, subtypu arenického (KM^r), jež je charakteristická mělkým kambickým horizontem (Bv) pod ornici, tvořeným pískem s prachovitou výplní (a slabou příměsí zvětralin magmatických hornin), ostře přecházející do písku s proplástkou jílu. Z hlediska zrnitostního složení ji můžeme klasifikovat dle Nováka jako hlinitopísčitou až písčitohlinitou (180-270 g.kg⁻¹ částic ≤ 0,01 mm).

Pokusný hon se nachází v horších půdně klimatických podmínkách, v nadmořské výšce kolem 600 m. Klimatologicky spadá do oblasti s průměrem srážek 650 mm za rok, za vegetační období 413 mm, s průměrnou dobou slunečního svitu za toto období 1400 hodin.

Pozemek se nachází v bramborářsko-ovesné výrobní oblasti. Je rozdělen na dvě části. První má tvar 30 m širokého pásu, kde bylo prováděno konvenční zpracování (SK) půdy od roku 1998 až do roku 2009. Druhá část pozemku je součástí půdoochranného (bezorebného) zpracování (SH). S bezorebným zpracováním se zde začalo v roce 1994, tedy o dva roky později než na ostatních pozemcích obhospodařovaných společností Stagra s. r. o.

Orientačními body pro odebrání vzorků jsou nedaleká boží muka a staré lípy podél silnice, viz obr. č. 3. Z katastru nemovitostí byla určena BPEJ příslušného pokusného honu - je jím kód 72911 a 72914.

Klimatický region (KR) – 7: symbol KR- MT4: mírně teplý, vlhký se sumou teplot nad 10 °C v rozmezí 2200-2400 °C, s průměrnou roční teplotou 6-7 °C. Průměrný roční úhrn srážek 650-750 mm, pravděpodobnost suchých vegetačních období je 5-15 %. Vláhová jistota ve vegetačním období je nad 10.

Hlavní půdní jednotka (HPJ) – 29: skupina hnědých půd: genetický půdní představitel dle KPP je HP, HPa (hnědá půda) a dle TSKP kambizemě modální až mezobazické (KAme' - KAma') včetně slabě oglejených variet (g').

Půdotvorným substrátem jsou pararuly, svory a fylity (bez živců), ortoruly, ruly, amfibolity a příbuzné horniny, kyselé a neutrální horniny ze skupin žul či slaběji bazické horniny.

Zrnitostní ráz půdy: pH (písčitohlinitá). Dle KPP by se jednalo o půdu středně těžkou až lehčí středně těžkou.

Skeletovitost: bez skeletu až středně skeletovitá.

Vláhové poměry: ve vlhčím KR 7 se znaky slabého oglejení, přítomnost slíd, nižší vodopropustnost.

Svažitost a expozice – 1: mírný sklon (3-7°), expozice bez rozlišení.

Skeletovitost a hloubka půdy – 1 nebo 4: V obou případech jde o půdu hlubokou až středně hlubokou, v případě 1 o bezskeletovitou až slabě skeletovitou a v případě 4 o středně skeletovitou.

Pozn. K rožifrování kódu BPEJ bylo použito metodiky vymezení a mapování půdně ekologických jednotek (MAŠÁT et al., 2002).

4.2 Použitá agrotechnika

Podnik využívá systému Horsch. V současné době se na dané lokalitě používají pro podmítku kypřiče Terrano 8 FG. Jde o čtyřřadý velkozáběrový stroj na tandemovém podvozku, s největší silou při zpracování půdy do hloubky 0,03 až 0,20 m. Dále je zde používán Terrano FX, což je radličkový podmítač s kompletní výbavou pro mělkou podmítku i hluboké kypření. Posledním je hloubkový kypřič

Tiger MT, což je kombinovaný kypřič pro střední a hluboké zapracování dlouhé slámy.

Na setí se do roku 1996 používal exaktor SE 3, následovaly radličové secí stroje Concord a v současné době se používá Pronto 8 DC. Jde o kompaktní, univerzální secí stroj s dvoukotoučovou secí botkou, navržený pro maximální výkon a kvalitu setí. Použit se dá jak po orbě, tak přímo po předplodině. Půdy zpracovávají dvě řady disků, utužení povrchu zajišťuje pneumatikový pěch.

Půda se s použitím předchozí agrotechniky zpracovává na hloubku 0,18 - 0,20 m.

Za posledních devět let byl na zvolené lokalitě uplatněn následující osevný postup: 2002 – kukuřice, 2003 – bob s krycí plodinou, 2004 – jetel, 2005 – pšenice, 2006 – mák, 2007 – pšenice, 2008 – kukuřice, 2009 – pšenice a v roce 2010 – mák.

Za tuto dobu bylo na pozemku vápněno pouze v roce 2008 v dávce 2 t CaCO₃ .ha⁻¹. Organicky hnojeno bylo naposledy v roce 2002 v dávce 20 t.ha⁻¹.

4.3 Odběr a úprava půdních vzorků

Vzorky byly odebrány z hloubky 0,05-0,10 m, 0,15-0,20 m a 0,25-0,30 m v případě konvenčního (SK 5, SK 15 a SK 25) i bezorebného zpracování (SH 5, SH 15 a SH 25) jako porušené půdní vzorky pomocí kopaných sond, i neporušené pomocí fyzikálních válečků. Tyto půdní vzorky byly odebrány v obou variantách zpracování z pěti míst, stejných jako v minulých letech v blízkosti rozhraní obou variant. Termín odběru byl 16. 10. 2009. Z obdélníkové kopané sondy byly postupně odebírány porušené půdní vzorky do papírového sáčku z příslušných hloubek v množství přibližně 1 kg a neporušené půdní vzorky do Kopeckého válečků.

Některé přebírané údaje pochází z rozboru půdních vzorků, které byly odebírány jako neporušené (Kopeckého fyzikální válečky) a porušené pomocí kopaných sond z týchž hloubek z odběrů v letech 2005-2008.

Pro stanovení fyzikálně-mechanických vlastností půd byl výchozím materiálem obsah fyzikálních válečků. Pro fyzikálně - chemické rozborů byly porušené vzorky sušeny na vzduchu a následně upraveny na 2 mm prosev pomocí půdního mlýnu Pulverisette 8 (Fritsch).

4.4 Metodiky stanovení fyzikálních vlastností půdy

4.4.1 Základní rozbor neporušeného půdního vzorku

Neporušený půdní vzorek v přirozeném stavu byl použit ke stanovení objemové hmotnosti redukované (O_r) a některých vodně - vzdušných charakteristik.

Rozbor půdního vzorku a způsob odběru byl proveden dle skript HORÁČEK et al. (1994).

4.4.2 Stanovení měrné hmotnosti M_z

Měrná hmotnost byla stanovena pyknometricky. Pro její stanovení bylo využito následujícího vztahu:

$$s = N_s / (P_v + N_s - P_s) \text{ [g.cm}^{-3}\text{]}$$

kde:

P_v - hmotnost pyknometru s destilovanou vodou [g]

P_s - hmotnost pyknometru se suspenzí zeminy [g]

N_s - navážka zeminy [g]

4.4.3 Stanovení zrnitosti

Zrnitost byla zjištěna zrnitostním rozbořem pomocí hustoměrné (areometrické) metody podle A. Casagrande s následným vykreslením zrnitostní křivky a z ní odečtených zastoupení jednotlivých zrnitostních kategorií.

4.4.4 Stanovení vodostálosti agregátů

Vodostálost agregátů byla převzata pro příliš náročný postup stanovení z již řešených projektů Sekce agrochemie a pedologie katedry Agroekologie (nyní již nově Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií) ZF JU v Č. Budějovicích, která lokalitu dlouhodobě sleduje v rámci projektů MSM 600766 5806, QD 57 042 a Q 16 57 042.

Princip spočívá v ultrazvukové desintegraci agregátů na zařízení částečně vyvinutém a upraveném na BOKU Wien (Institut für Bodenforschung). Ultrazvukové zařízení se sestává ze dvou základních částí – cylindrické titanové ultrazvukové sondy a zesilovače. Postup spočíval v ponoření ultrazvukové sondy do hloubky 1 cm do půdního roztoku, připraveného z 10 g zeminy (prosev 2 mm)

a destilované vody, přičemž z volného, v suspenzi ponořeného konce sondy, byly vydávány akustické tlakové vlny, které vyvolaly tření, tlak a rozpad agregátů. Ihned po aplikaci ultrazvuku následovalo prosévání každého vzorku na automatickém prosévacím zařízení (2 min, vibrační amplituda 0,2 mm/min) za mokra přes tři síta o velikosti ok 63 μm , 250 μm , 630 μm . Hmotnostní frakce vodostálých agregátů byly stanoveny po vysušení vzorků při 105 °C po dobu 24 h.

4.5 Fyzikálně chemické vlastnosti

4.5.1 Stanovení aktivní a výměnné půdní reakce potenciometricky

Hodnota aktivní reakce byla stanovena změřením pH vodní suspenze zeminy. Výměnná reakce byla stanovena v suspenzi zeminy v roztoku 1M KCl v poměru 1:5. Obě stanovení byla provedena potenciometricky přístrojem INOLAB (WTW).

4.5.2 Stanovení pufrovitosti půd

Byla stanovena dle nově vyvíjené metodiky na katedře Agroekologie resp. Aplikovaných rostlinných biotechnologií jako látkové množství (mmol) NaOH potřebné k zvýšení pH o jeho jednotku v rozmezí pH 6,5-7,5 z integrované směrnice titrační křivky.

4.5.3 Stanovení sorpční kapacity

Maximální sorpční kapacita (T) byla stanovena konduktometricky dle Sandhofa. Půda převedená do takzvaného H^+ cyklu nahrazením výměnných bazických kationtů vodíkem (přebytek 0,1M HCl) se po zfiltrování a promytí suspenze titruje odměrným roztokem $\text{Ba}(\text{OH})_2$. Přitom Ba^{2+} nahrazuje vodík v sorpčním půdním komplexu a vzniká málo disociovaná voda, takže vodivost systému se prakticky nemění. Před dosažením bodu ekvivalence vodivost již mírně stoupá, protože ji začínají ovlivňovat ionty Ba^{2+} slabě poutané v silně nasyceném sorpčním komplexu půdy. Po úplném nasycení (za bodem ekvivalence) se začínají uplatňovat volné ionty titračního roztoku a vodivost prudce a rovnoměrně stoupá, úměrně dávkám přidávaného roztoku $\text{Ba}(\text{OH})_2$ (HORÁČEK et al., 1994).

Pro stanovení sorpční kapacity bylo využito následujícího vztahu:

$$T = s \cdot N \cdot f \cdot 100 / n \text{ [mval} \cdot 100\text{g}^{-1}\text{]}$$

kde:

s - spotřeba roztoku Ba(OH)₂ odečtená z titrační křivky [cm³]

N - normalita roztoku Ba(OH)₂

f - faktor Ba(OH)₂

n - navážka půdy [g]

4.5.4 Stanovení charakterizující organickou hmotu v půdě

Frakcionace humusových látek byla provedena dle návodů pro cvičení ze skript Pedologie – LEDVINA et al. (2000) ve zkrácené verzi a úpravě dle HORÁČKA (1995).

Stanoveny byly následující charakteristiky: celkový oxidovatelný uhlík (Celk. C_{ox}), oxidovatelný uhlík humusových látek (C_{ox}HL), oxidovatelný uhlík fulvokyselin (C_{ox}FK) a huminových kyselin (C_{ox}HK). Dále byl vypočten poměr huminových kyselin k fulvokyselinám (HK:FK) a změřen a vypočten barevný kvocient Q 4/6 humusových látek, vše s využitím skript HORÁČEK et al. (1994).

4.6 Statistické zpracování výsledků

Pro statistické zpracování výsledků bylo využito programu Excel. Z důvodů statistické reprezentativnosti bylo měření provedeno vždy pětkrát. U daného měření byl určen průměr skupiny, rozptyl a směrodatná odchylka.

Pro korelaci jednotlivých půdních vlastností je třeba si uvědomit následující:

Korelační koeficient (koeficient korelace) $-1 \leq r \leq +1$ nabývá hodnot $+1$ pro přímou funkční závislost, -1 pro nepřímou funkční závislost a hodnoty 0 pro nezávislost. Stochastická závislost je charakterizována hodnotami $0 < |r| < 1$, přičemž tato závislost je tím těsnější, čím více se r blíží jedné (PECHOČ, 1981).

Kritická hodnota korelačního koeficientu r je pro $f = 15$, při $P = 95$ rovna $0,48$ (PECHOČ, 1981).

Stupeň statistické závislosti na hodnotě koeficientu korelace uvádí následující tabulka č. 6.

Tab. č. 6: Klasifikace stupně závislosti podle koeficientu korelace (ČERMÁKOVÁ, STŘELEČEK, 2005).

Hodnota koeficientu korelace	Stupeň statistické závislosti
$0,3 < r_{yx} $	nízký stupeň korelační závislosti
$0,3 \leq r_{yx} < 0,5$	mírný stupeň korelační závislosti
$0,5 \leq r_{yx} < 0,7$	střední stupeň statistické závislosti
$0,7 \leq r_{yx} < 0,9$	vysoký stupeň korelační závislosti
$0,9 \leq r_{yx} < 1,0$	velmi vysoký stupeň korelační závislosti
$ r_{yx} = 1,0$	matematická (funkční) závislost

5. VÝSLEDKY A DISKUSE

5.1 Fyzikální vlastnosti půd

5.1.1 Měrná hmotnost

Na stanovišti Studená (Olšany) byly pyknometricky stanoveny měrné hmotnosti jednotlivých půdních profilů v konvenční i půdoochranné variantě. Jejich přehled uvádí následující tabulka, nebo graf - viz přílohy - graf č. 1 a 2.

Tab. č. 7: Měrná hmotnost – Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	specifická hmotnost M_z [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	2,58	2,58	2,57	2,58	2,59	2,58	0,000	0,546
SH 15	2,60	2,61	2,60	2,62	2,61	2,61	0,000	0,531
SH 25	2,64	2,66	2,64	2,66	2,65	2,65	0,000	0,796
SK 5	2,58	2,59	2,59	2,59	2,60	2,59	0,000	0,459
SK 15	2,61	2,60	2,61	2,62	2,61	2,61	0,000	0,693
SK 25	2,65	2,65	2,66	2,67	2,67	2,66	0,000	0,564

Tab. č. 8: Korelace M_z s C_{ox} - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
- 0,973	0,48	velmi vysoký	- 0,968	0,48	velmi vysoký

Z předchozí tabulky č. 7 je patrné, že se hodnoty měrné hmotnosti pohybují v obvyklých mezích pro daný půdní typ s přihlédnutím k obsahu celkového uhlíku C_{ox} . Z těchto hodnot lze obecně usuzovat na vyšší, či nižší zastoupení organického podílu v půdě, anebo na přítomnost těžších minerálů. Průměrné hodnoty M_z dle očekávání od povrchu do hloubky stoupají jak u mělkého zpracování, tak u orby. U ní by tomu ale u prvních dvou odběrových hloubek, tj. ve zpracovávané (míšené) vrstvě, tak být nemělo. Vysvětlením je však dobrá korelace k zjištěným hodnotám celkového uhlíku C_{ox} (tabulka č. 8). Lze pozorovat nepatrně nižší hodnoty (průměr všech hloubek) u varianty neorané, a to rovněž v souladu s výše uvedenou skutečností (vyšší průměrný obsah C_{ox} ve všech třech odběrových hloubkách varianty SH). Nutno však dodat, že rozdíly jsou pouze v řádu setin, což naznačuje pouze trend, neboť tento rozdíl leží na hranici chyby pyknometrické metody stanovení M_z .

Z předchozího vyplývá, že v zájmové lokalitě nebyl v době odběru v měrné hmotnosti prokázán výraznější rozdíl mezi variantami zpracování půdy a nebyla potvrzena pozorování některých autorů o nižší měrné hmotnosti v povrchové vrstvě mělce zpracovávaných půd jako důsledku zvýšeného obsahu POH.

5.1.2 Zrnitost

Pro potřeby této práce bude dále hodnocena jen zrnitostní frakce < 0,01 mm, tedy částice jílnaté či zrna tzv. I kategorie, používané u nás hlavně pro určení půdního druhu dle Nováka. Z následující tabulky č. 9 (graf č. 3, 4 - přílohy) je patrné, že u orané varianty pokusu je v prvních dvou odběrových hloubkách obsah zmíněné kategorie shodný a v podorničí následuje relativně velký nárůst. V bezorebné variantě je tento nárůst nižší. Také v ornici (prvé dvě hloubky odběru) je zastoupení této zrnitostní frakce o něco nižší. To má za následek, jak uvidíme dále, i jisté ovlivnění některých dalších půdních vlastností. Vzájemný vztah a korelace ve variantách pokusu budou hodnoceny vždy u příslušné půdní vlastnosti. Z následujících tabulek korelačních koeficientů průběhu zrnitosti zvláště k parametrům půdní organické hmoty je pak patrný užší vztah k jejich profilovému průběhu ve variantě klasického zpracování s orbou.

Tab. č. 9: Zrnitostní frakce < 0,01 – Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	frakce < 0.01 mm							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	24,9	23,9	23,4	24,1	23,2	23,9	0,3560	0,400
SH 15	22,3	22,8	21,9	23,3	22,7	22,6	0,2240	0,542
SH 25	26,4	25,8	27,1	25,4	26,3	26,2	0,3320	0,372
SK 5	24,8	25,1	25,0	24,9	25,5	25,1	0,0584	0,508
SK 15	24,3	24,8	24,7	26,0	25,7	25,1	0,4120	0,447
SK 25	28,6	29,3	30,4	28,9	29,8	29,4	0,4120	0,372

Tab. č. 10: Korelace zrnitostní frakce < 0,01 s pufovítostí - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
- 0,565	0,48	středně vysoký	- 0,922	0,48	velmi vysoký

Následující tabulka č. 11 sleduje vztah zrnitostní frakce < 0,01 s celkovým obsahem uhlíku.

Tab. č. 11: Korelace zrnitostní frakce < 0,01 s C_{ox} - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
- 0,647	0,48	středně vysoký	- 0,936	0,48	velmi vysoký

Tabulka č. 12 udává vztah mezi zrnitostní frakcí < 0,01 a obsahem celkového oxidovatelného uhlíku humusových látek, tabulka č. 13 s celkovým oxidovatelným uhlíkem huminových kyselin, tabulka č. 14 s celkovým oxidovatelným uhlíkem fulvokyselin.

Tab. č. 12: Korelace zrnitostní frakce < 0,01 s C_{oxHL} - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
- 0,684	0,48	středně vysoký	- 0,916	0,48	velmi vysoký

Tab. č. 13: Korelace zrnitostní frakce < 0,01 s C_{oxHK} - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
- 0,622	0,48	středně vysoký	- 0,898	0,48	vysoký

Tab. č. 14: Korelace zrnitostní frakce < 0,01 s C_{oxFK} - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
- 0,716	0,48	vysoký	- 0,916	0,48	velmi vysoký

5.1.3 Vodostálost strukturních agregátů

Pozornost se k tomuto půdnímu parametru začíná obracet v poslední době zejména proto, že se množí případy extrémních výkyvů počasí, zvláště přívalových srážek často místního charakteru. Tehdy nabývá odolnost půdy proti rozplavení zvláště na významu, neboť právě na vodostálosti agregátů záleží, jaké budou erozní ztráty způsobené případným smyvem z daného pozemku. Dalším důvodem pozornosti je však i to, že původní velmi pracné metody stanovení jsou nahrazovány jednoduššími, většinou na bázi ultrazvuku. Na školícím pracovišti jsou k dispozici výsledky získané nově vyvíjenou ultrazvukovou metodou na BOKU Vídeň také z lokality Studená, které byly získány za studijního pobytu Ing. O. Šabatkové spolu s Ing. J. Kopečnou na vídeňské Bodenkultur Universität.

I když byly původně určeny pro jiný účel, jsou se souhlasem autorek použity v této práci, neboť velmi vhodně doplňují ostatní fyzikální vlastnosti pokusného pozemku. Vzhledem k cílům práce by měly vysokou vypovídací schopnost. Předchozí formulace má své oprávnění v tom smyslu, že se jedná o metodu ve stadiu ověřování technických parametrů přístrojového zařízení. Jistý problém je možné vidět i v ne právě vysokých koeficientech korelace se současně prováděným klasickým stanovením ve speciálních Petriho miskách. V opakováních stanovení je tak možno najít některé odlehlejší hodnoty od průměru, které však v tomto případě záměrně nebyly vylučovány Grubsovým testem pro statistické zpracování. Zároveň je nutné dodat, že bylo respektováno zrnitostně-velikostní rozdělení obvyklé pro anglosaskou oblast. To znamená, že bylo stanoveno procentické zastoupení vodostálých agregátů o rozměrech 2 000-630 μm , 630-250 μm , 250-63 μm a podíl < 63 μm . Z výše uvedených důvodů budou diskutovány průměrné hodnoty zastoupení uvedených velikostních skupin vodostálých agregátů pro jednotlivé hloubky a varianty pokusu, a to ve vztahu s půdní organickou hmotou jakožto hlavním tmelícím prvkem agregátů.

Z výsledkové tabulky č. 15 lze usoudit, že průměrné procentické zastoupení jednotlivých velikostních skupin vodostálých agregátů v odpovídajících si prvních dvou odběrových hloubkách u obou variant pokusu není nijak podstatně rozdílné. Rozdíl zaznamenáváme až v hloubce 0,25-0,3 m u nejcennější velikostní skupiny agregátů rozměru 2,0-0,63 μm , a to výrazně větší množství (příznivější stav) u bezorebného zpracování. Nižší zastoupení velikostní skupiny 0,063-0,25 μm v této

hloubce proti humusovému horizontu bohužel neumím vysvětlit. Lze ale říci, že celkově je rozplavitelnost agregátů v systému s vynecháním orby přesto nižší. Je podpořena i vyššími korelačními koeficienty zejména velikostní frakce 2,0-0,63 nm vodostálých agregátů jak s uhlíkem celkovým, tak zvláště s uhlíkem humusových látek a huminových kyselin, viz tab.16, 17 a 18.

Tab. č. 15: Vodostálé agregáty - Stanoviště Studená (Olšany), 2006

Vodostálé agregáty									
varianta	velikost sít [μm]	agregáty [%]					průměr	rozptyl	sm. odch
SH 5	2000 - 630	28,6	31,7	29,6	28,9	32,2	30,2	2,127	1,474
	630 - 250	16,3	15,4	13,8	17,3	14,0	15,4	1,786	1,337
	250 - 63	24,2	20,6	19,8	22,1	21,2	21,6	2,282	1,510
	< 63	30,9	32,3	36,8	31,7	32,5	32,8	4,230	2,057
SH 15	2000 - 630	32,2	36,7	34,1	38,4	31,9	34,7	6,426	2,535
	630 - 250	16,7	14,1	16,6	13,4	16,5	15,5	2,002	1,415
	250 - 63	21,7	20,4	18,5	17,5	19,7	19,6	2,134	1,461
	< 63	29,4	29,8	30,8	30,7	31,7	30,5	0,654	0,808
SH 25	2000 - 630	47,3	52,5	45,8	51,3	49,3	49,2	6,094	2,469
	630 - 250	17,9	18,3	15,7	16,3	14,3	16,5	2,144	1,464
	250 - 63	13,5	10,4	14,3	11,8	12,8	12,6	1,842	1,357
	< 63	21,3	18,8	24,2	20,6	23,6	21,7	3,928	1,982
SK 5	2000 - 630	28,8	30,7	29,1	31,5	34,5	30,9	4,202	2,050
	630 - 250	16,2	17,0	16,4	14,5	13,6	15,5	1,630	1,277
	250 - 63	24,2	22,3	21,6	22,1	21,9	22,4	0,846	0,920
	< 63	30,8	30,1	32,9	32,0	29,7	31,1	1,420	1,192
SK 15	2000 - 630	33,0	34,1	35,3	34,9	31,3	33,7	2,082	1,443
	630 - 250	15,2	16,5	13,6	14,1	13,5	14,6	1,286	1,134
	250 - 63	20,8	19,2	21,2	19,8	20,8	20,4	0,550	0,742
	< 63	31,0	30,2	29,9	31,2	34,4	31,3	2,574	1,604
SK 25	2000 - 630	36,4	43,9	33,5	41,0	37,3	38,4	13,246	3,639
	630 - 250	15,9	17,7	16,2	12,9	14,5	15,4	2,646	1,627
	250 - 63	14,3	14,9	14,7	13,1	13,4	14,1	0,506	0,711
	< 63	33,4	23,5	35,6	33,0	34,8	32,1	19,198	4,382

Zdroj: Výzkumné projekty MSM 600766 5806, QD 57 042 a Q 16 57 042

Tab č. 16: Korelace vodostálosti agregátů s C_{ox} - Stanoviště Studená (Olšany)

velikost sít [μm]	varianta	koef. korelace
2000 - 630	SH	-0,9411
	SK	-0,7672
630 - 250	SH	-0,3142
	SK	-0,0685
250 - 63	SH	0,9116
	SK	0,9821
< 63	SH	0,9126
	SK	-0,1429

Tab č. 17: Korelace vodostálosti agregátů s C_{oxHK} - Stanoviště Studená (Olšany)

velikost sít [μm]	varianta	koef. korelace
2000 - 630	SH	-0,9488
	SK	-0,8026
630 - 250	SH	-0,2704
	SK	-0,0270
250 - 63	SH	0,9193
	SK	0,9577
< 63	SH	0,9010
	SK	-0,0795

Tab č. 18: Korelace vodostálosti agregátů s C_{oxHL} - Stanoviště Studená (Olšany)

velikost sít [μm]	varianta	koef. korelace
2000 - 630	SH	-0,9520
	SK	-0,7836
630 - 250	SH	-0,3079
	SK	0,0033
250 - 63	SH	0,9024
	SK	0,9591
< 63	SH	0,9347
	SK	-0,1192

5.2 Fyzikálně – chemické vlastnosti půdy

5.2.1 Půdní reakce

V úvodu hodnocení půdní reakce na pokusném pozemku je třeba říci, že hodnoty jak její aktivní, tak výměnné formy jsou zde velmi nízké vzhledem k půdnímu typu i druhu. To bylo překvapením i pro vedení podniku, kterému byla tato skutečnost sdělena, ale vzhledem k agrotechnickým zásahům a osevnímu postupu (viz metodika), výsledky nakonec zapadají do celkového okyselujícího trendu půd ČR. Diskutovány budou dále jen hodnoty pH_{KCl} , neboť rozdíly mezi ním a pH aktivním jsou standardní ve všech hloubkách a odpovídají (číselně) danému rozmezí půdní reakce.

V humusovém horizontu (prvé dvě odběrové hloubky) je výměnná půdní reakce poněkud příznivější u orby proti stejné části horizontu varianty bezorebné. U obou technologií lze však zaznamenat poněkud atypický mírný pokles v hloubce 0,15-0,2 m oproti svrchní vrstvě (a některým údajům z literatury pro minimální zpracování). Tento pokles pak pokračuje u orby ještě v hloubce 0,25-0,3 m, kdežto ve variantě s jejím vynecháním je možno zjistit vzestup dokonce až na vyšší hodnotu než v jejím humusovém horizontu. Tímto profilovým průběhem půdní reakce lze vysvětlit i některé odchylky jiných půdních ukazatelů diskutovaných dále, zejména pufovitosti a KVK.

Zároveň je ale nutné dodat, že zjištěné hodnoty (zvláště při jejich dalším případném poklesu) jsou již vážným nebezpečím pro agregaci půdní struktury, protože půdní koloidy mohou být při těchto hodnotách půdní reakce již snadno peptizovány a způsobit tak snadnější rozplavení agregátů.

Tab. č. 19: Přehled hodnot $pH H_2O$ - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	$pH H_2O$							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	5,81	5,82	5,79	5,83	5,78	5,81	0,0003	0,019
SH 15	5,68	5,69	5,67	5,72	5,70	5,69	0,0003	0,017
SH 25	6,02	6,03	5,98	5,99	6,01	6,01	0,0003	0,019
SK 5	5,89	5,86	5,85	5,87	5,90	5,87	0,0003	0,019
SK 15	5,68	5,66	5,67	5,70	5,59	5,66	0,0014	0,037
SK 25	5,75	5,72	5,73	5,71	5,74	5,73	0,0002	0,014

Tab. č. 20: Přehled hodnot pH_{KCl} - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	pH_{KCl}							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	4,70	4,73	4,68	4,71	4,69	4,70	0,0003	0,017
SH 15	4,52	4,51	4,50	4,54	4,53	4,52	0,0002	0,014
SH 25	4,78	4,81	4,77	4,79	4,80	4,79	0,0002	0,014
SK 5	4,83	4,78	4,76	4,78	4,81	4,79	0,0006	0,025
SK 15	4,58	4,56	4,57	4,59	4,58	4,58	0,0001	0,010
SK 25	4,50	4,48	4,49	4,47	4,49	4,49	0,0001	0,010

5.2.2 Pufrovitost půd

Pufrační, ústojná, nebo též tlumivá schopnost půd je velmi důležitý půdní ukazatel, naznačující primárně schopnost odolávat změnám či výkyvům půdní reakce. Do předkládané práce byla zařazena modifikovaná varianta jejího stanovení (viz kap. 4.5.2. Metodika), vyvíjená na školícím pracovišti, která se jeví jako nadějná pro charakteristiku půd s kyselou reakcí, neboť má velice úzký vztah k půdní sorpci, zejména k hodnotě maximální kationtové výměnné sorpční kapacity KVK.

Profilový průběh pufrační kapacity na pokusném pozemku uvádí tab. č. 21 (graf č. 5 a 6 v části přílohy). Z ní je patrné, že i přes vysokou korelaci (tab. č. 22) má poněkud odlišný průběh než KVK. V povrchové vrstvě (0,05-0,10 m) je pufrační kapacita výrazně vyšší u bezorebného zpracování než u orby. To by mohlo znamenat, že u minimálního zpracování je do ústojnosti půdy zapojen ještě jiný systém (související patrně s vyšším obsahem celkového uhlíku), než část koloidů, jež se podílí na kationtové sorpční kapacitě. Ve střední sledované hloubce 0,15-0,20 m mají obě varianty zpracování pufrační kapacitu prakticky totožnou, i když u orby je tato dle očekávání jen o málo nižší než v povrchové vrstvě. V nejnižší sledované hloubce (0,25-0,3 m) je naopak nalezena vyšší hodnota pufrační kapacity u orby, což se liší od profilového průběhu KVK. Bližší objasnění těchto odchylek by vyžadovalo další šetření, které přesahuje rámec této práce. Určitým vodítkem by mohly být vyšší hodnoty korelačních koeficientů pufrovitosti a zrnitostní frakce = 0,01 mm (viz výše - tab. č. 10) a pufrovitosti a většiny kvantitativních ukazatelů půdní organické hmoty u orané varianty oproti bezorebnému zpracování.

Tab. č. 21: Pufrační kapacita - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	pufrační kapacita [mmol.kg ⁻¹]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	40,5	40,8	39,9	40,7	41,1	40,6	0,1600	0,400
SH 15	26,0	27,3	27,1	26,9	27,6	27,0	0,2936	0,542
SH 25	14,4	15,5	14,9	14,8	15,2	15,0	0,1384	0,372
SK 5	30,5	29,6	29,9	30,8	29,5	30,1	0,2584	0,508
SK 15	25,9	26,3	26,1	27,0	25,7	26,2	0,2000	0,447
SK 25	17,5	16,6	17,2	16,9	17,6	17,2	0,1384	0,372

V podmínkách polního pokusu ve Studené vychází korelační vztah mezi pufrační kapacitou, uvedenou pro lepší možnost srovnání ve vhodných jednotkách, tedy mmol.kg⁻¹ půdy, a KVK velmi těsný jak pro bezorebné zpracování (0,993), tak pro variantu konvenční (0,995) při kritické hodnotě 0,48 (viz tab. č. 22).

Tab. č. 22: Korelace KVK a pufrace - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
0,993	0,48	velmi vysoký	0,995	0,48	velmi vysoký

5.2.3 Kationtová sorpční výměnná kapacita

Tento půdní parametr se uplatňuje v hodnocení zejména produkční schopnosti půd již dosti dlouho. V poslední době však nabývá na významu v půdních klasifikacích. Zde lze zaznamenat jistý odklon od morfogenetických přístupů k zdůraznění spíše analytických znaků půdního profilu. Zároveň je to však ukazatel, který má vysokou vypovídací schopnost i při posuzování ostatních environmentálních, resp. mimoprodukčních funkcí půdy.

Ve sledování dopadu dvou odlišných způsobů zpracování na tento parametr (viz tabulka č. 23 nebo graf č. 7 a 8 v části přílohy) ve zvolených třech hloubkách půdního profilu docházíme ke zjištění, že kationtová výměnná sorpční kapacita (označovaná též někdy jako hodnota T či CEC přejmutím z angličtiny) je v celém vyšetřovaném profilu, tedy ve všech třech odebíraných hloubkách vyšší v půdoochranné variantě zpracování oproti orbě. Ani v jedné hloubce ale není statisticky průkazný rozdíl mezi oběma variantami zpracování. Nutno však zároveň dodat, že ani u jedné varianty nezaznamenáváme očekávaný profilový průběh, a to

hned z několika aspektů. U bezorebné varianty je relativně vysoká hodnota KVK v povrchové vrstvě půdy (0,05-0,1 m) oproti následující hloubce (0,15-0,2 m). V tomto případě to znamená, že použitou metodou stanovení (viz 4.5.3. Metodika), byla zachycena navíc nespecifická ionto-výměnná složka primární organické hmoty. Naopak u konvenčního zpracování by si hodnoty sorpční kapacity v prvních dvou hloubkách měly být blízké, a to vzhledem k předpokládané větší homogenitě ornice, resp. humusového horizontu. V tomto případě mohou být částečným zdůvodněním i poměrně velké rozdíly v množství a kvalitě POH (viz přísl. kap.). Zvláštností je poměrně vysoká KVK ještě i v hloubce 0,25 – 0,3 m u obou variant pokusu. To by mělo znamenat, že na celkové kationtové kapacitě se více podílí minerální než organická složka půdního sorpčního komplexu této lokality. Dle agronomického hodnocení (HORÁČEK et al., 1994) se však jedná pouze o sorpční kapacitu nízkou, odpovídající danému půdnímu typu i druhu. Zde si zejména u zrnitosti můžeme všimnout nejvyššího zastoupení jílnatých částic (průměr zrn = 0,0,1 mm) právě v hloubce 0,25-0,3 m u obou variant pokusu (viz tab. č. 9). To potvrzuje oprávněnost výše uvedených závěrů z diskuse ne zcela očekávaných hodnot KVK v této části půdního profilu.

Závěrem lze říci, že na celém pokusném stanovišti se na výsledné sorpci podílí více minerální složka sorpčního půdního komplexu, než jeho součást organická.

Tab. č. 23: Kationtová sorpční výměnná kapacita - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	KVK [mmol.kg ⁻¹]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	79,5	79,7	79,1	78,3	78,5	79,0	0,2976	0,400
SH 15	67,7	69,2	68,3	67,9	68,6	68,3	0,2824	0,542
SH 25	61,5	60,3	59,8	61,1	62,0	60,9	0,6344	0,372
SK 5	78,0	77,9	78,5	78,8	77,5	78,1	0,2104	0,459
SK 15	71,8	72,0	70,2	71,4	72,1	71,5	0,4800	0,693
SK 25	57,6	58,3	58,5	57,8	59,2	58,3	0,3176	0,564

5.2.4 Půdní organická hmota

Je obecně známo, shrnuto a potvrzeno (např. HORÁČEK et al., 2008, nejnověji KUBÁT et al., 2008), že pro posouzení POH (např. vzhledem k potenciální úrodnosti půdy vyjádřené třeba její bonitou - kódem BPEJ) nestačí znát pouze její obsah, ale též (dle možností) její složení, resp. i určité kvalitativní parametry.

Množství se nejčastěji vyjadřuje jako obsah veškerého organicky vázaného uhlíku C_{ox} v procentech, nebo v gramech na kilogram půdy.

Na kvalitu půdní org. hmoty lze pohlížet z různých hledisek (jak plyne z výše uvedené práce i přehledu literatury), ale pro posouzení její kvality ve Studené byly využity nejvíce používané ukazatele tj. poměr huminových kyselin k fulvokyselinám a barevný kvocient.

Celkový oxidovatelný uhlík C_{ox}

U pokusného pozemku ve Studené se průměrný obsah celkového organického uhlíku v humusovém horizontu pohybuje od 2,35 % do 1,41 %, tedy v dosti širokém rozmezí, které však leží v mezích pro daný půdní typ (KM^r) uváděných KUBÁTEM et.al (2008). Musíme však vzít v úvahu, že jde o výsledky ze dvou odběrových hloubek, tedy z vrstvy 0,05-0,10 m a 0,15-0,20 m. V těchto hloubkách se již projevuje určitý obecný profilový pokles obsahu C_{ox} . Je zde ale již nutno upozornit na rozdíl mezi variantami pokusu. U minimálního zpracování (var. SH) lze hovořit o poklesu očekávaném, kdy ve svrchní vrstvě je možno navíc pozorovat výrazně vyšší obsah C_{ox} , než ve stejné vrstvě u orby (var. SK). To by potvrzovalo některé údaje z literatury (SALINAS-GARCIA, 1997 et al. aj.) z krátkodobých a střednědobých pokusů, ke kterým se polní pokus ve Studené rovněž řadí. Neočekávaný je naopak určitý rozdíl množství C_{ox} v humusovém horizontu konvenční varianty (viz tab. č. 24 či graf č. 9 a 10 - přílohy), kde by tato orbou zpracovávaná vrstva měla být teoreticky homogenní. Při porovnání obsahu C_{ox} u obou sledovaných variant pokusu v celém humusovém horizontu (hloubka 0,05-0,20m), je zjištěno celkově vyšší množství POH u redukovaného (minimálního, mělkého) zpracování. Toto vyšší množství je však důsledkem pouze vyššího obsahu C_{ox} v první (svrchní) odběrové hloubce. Protože však toto zvýšení nemá adekvátní odezvu ve vyšším obsahu humusových látek (viz dále), lze konstatovat, že tento přírůstek je tvořen látkami nehumusovými (primárními). Obsah C_{ox} v nejhlubší odběrové vrstvě (0,25-0,3 m) je sice u bezorebné varianty také o něco vyšší, ale statisticky neprůkazně.

Tab. č. 24: Celkový oxidovatelný uhlík C_{ox} - Stanoviště Studená (Olšany),

2009

varianta pokusu	celkový oxidovatelný uhlík C _{ox} [%]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	2,35	2,32	2,31	2,25	2,17	2,28	0,0041	0,064
SH 15	1,53	1,58	1,70	1,55	1,41	1,55	0,0087	0,093
SH 25	0,57	0,54	0,62	0,56	0,51	0,56	0,0013	0,036
SK 5	1,93	1,85	1,70	1,89	1,84	1,84	0,0056	0,075
SK 15	1,48	1,55	1,61	1,49	1,53	1,53	0,0022	0,047
SK 25	0,47	0,48	0,58	0,48	0,51	0,50	0,0016	0,040

Humusové látky

V hodnocení obsahu látek, v tomto případě sumy oxidovatelného uhlíku huminových kyselin a fulvokyselin (nejsou zahrnuty huminy kvůli pracnosti jejich stanovení a nižšími významu), by měl být rovněž hodnocen zvláště humusový horizont a podorničí. Při porovnání obou variant pokusu (tab. č. 25, či graf č. 11 a 12 - přílohy) je obsah C_{ox}HL ve svrchní vrstvě vyšší u bezorebného zpracování, ale protože neodpovídá úměrně vyššímu obsahu C_{ox} v této hloubce, nelze hovořit ani o výrazně vyšším obsahu HL oproti orbě. Přesto má tato skutečnost jistý pozitivní dopad na kvalitu POH neorané varianty (viz dále). V hloubce 0,15-0,2 m jsou obsahy humusových látek u obou variant srovnatelné, a protože jsou srovnatelné i obsahy C_{ox}, je možno usuzovat na srovnatelné transformační podmínky (omezená aerobioza) původně vstupující primární organické hmoty. Obsahy HL ve vrstvě 0,25-0,3 m se k sobě rovněž blíží, i když jistý trend vyššího množství HL lze přece jen zaznamenat opět u varianty zpracovávané s vynecháním orby (SH 25).

Tab. č. 25: Celkový oxidovatelný uhlík C_{ox}HL - Stanoviště Studená (Olšany),

2009

varianta pokusu	oxidovatelný uhlík C _{ox} HL [%]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	1,12	1,16	1,22	1,15	1,09	1,15	0,0019	0,044
SH 15	0,85	0,81	0,96	0,85	0,80	0,85	0,0032	0,057
SH 25	0,38	0,37	0,44	0,36	0,33	0,38	0,0013	0,036
SK 5	0,98	1,16	1,08	1,04	0,92	1,04	0,0068	0,082
SK 15	0,86	0,82	0,87	0,87	0,87	0,86	0,0004	0,019
SK 25	0,29	0,34	0,37	0,32	0,37	0,34	0,0009	0,031

Huminové kyseliny HK

Huminové kyseliny resp. humáty (v reálném půdním prostředí jde prakticky vždy o soli) jsou, jak jednoznačně vyplývá z rešeršní části práce, nejdůležitější součástí humusových látek a tím i půdní organické hmoty. Ale podobně jako např. u celkového uhlíku nelze dělat závěry pouze z jejich stanoveného obsahu (resp. obsahu jejich oxidovatelného uhlíku), nýbrž je nutno znát také jejich poměr k ostatním složkám humusu, zejména pak k frakci fulvokyselin.

Z tabulky obsahu huminových kyselin (tab. č. 26 popř. grafy č. 13, 14 - přílohy) ve Studené lze jednoznačně pozorovat jejich vyšší zastoupení v humusovém horizontu (prvé dvě odběrové hloubky 0,05-0,10 a 0,15-0,20 m) a zároveň profilovou diferenciaci částečně odpovídající množství humusových látek - tedy větší obsahy ve svrchní vrstvě oproti vrstvě střední (0,15-0,2 m) u obou variant pokusu. Při porovnávání technologií zpracování lze zaznamenat vyšší, tedy příznivější hodnotu v bezorebně zpracovávané půdě, než v konvenční variantě pokusu. Obsahy huminových kyselin v hloubce 0,15-0,20 m jsou podobně jako u humusových látek prakticky shodné v obou variantách technologie zpracování. V hloubce 0,25-0,30 m jsou průměrné obsahy oxidovatelného uhlíku huminových kyselin výrazně nižší než v humusových horizontech obou variant a mírně příznivější (vyšší) u zpracování s vynecháním orby, ale statisticky neprůkazně.

Tab. č. 26: Celkový oxidovatelný uhlík $C_{ox}HK$ - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	oxidovatelný uhlík $C_{ox}HK$ [%]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	0,51	0,49	1,22	0,46	0,47	0,48	0,0003	0,017
SH 15	0,38	0,28	0,96	0,30	0,31	0,32	0,0012	0,035
SH 25	0,12	0,12	0,44	0,11	0,12	0,12	0,0002	0,014
SK 5	0,38	0,46	0,39	0,37	0,36	0,39	0,0013	0,035
SK 15	0,31	0,28	0,29	0,29	0,37	0,31	0,0011	0,032
SK 25	0,98	0,08	0,10	0,09	0,10	0,09	0,0001	0,009

Fulvokyseliny FK

Fulvokyseliny, resp. fulváty (o reálném půdním prostředí platí to samé jako u HK) se sice počítají ve skladbě veškeré půdní organické hmoty k zhumifikovanému podílu, tedy k její stabilnější části, ale ve skladbě vlastních humusových látek, resp. humusových kyselin, jsou všeobecně považovány za složku negativní. Proto jejich vyšší hodnoty posuzujeme obecně jako méně příznivé pro půdní prostředí, ale opět musíme spíše respektovat jejich poměr k ostatním složkám humusu, zvláště pak k huminovým kyselinám.

V případě pokusu ve Studené jsou z výsledkové tabulky č. 27 (nebo grafů č. 15, 16 - přílohy) zřejmé vyšší obsahy v humusovém horizontu oproti spodině, resp. B horizontu (hloubka 0,25-0,3 m), ale ne již s tak výraznou profilovou diferenciací jako v případě huminových kyselin v prvních dvou hloubkách odběrů vzorků. Při srovnání obou variant pokusu nacházíme v odpovídajících si hloubkách průměrné obsahy oxidovatelného uhlíku fulvokyselin $C_{ox}FK$ téměř totožné, resp. rozdíly statisticky neprůkazné.

Tab. č. 27: Celkový oxidovatelný uhlík $C_{ox}FK$ - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	oxidovatelný uhlík $C_{ox}FK$ [%]							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	0,62	0,67	0,73	0,69	0,61	0,66	0,0020	0,045
SH 15	0,47	0,53	0,62	0,56	0,49	0,53	0,0028	0,053
SH 25	0,26	0,25	0,29	0,25	0,20	0,25	0,0008	0,029
SK 5	0,60	0,70	0,69	0,66	0,56	0,64	0,0029	0,054
SK 15	0,55	0,54	0,59	0,58	0,50	0,55	0,0010	0,032
SK 25	0,21	0,26	0,27	0,23	0,27	0,25	0,0006	0,024

Korelační vztahy mezi C_{ox} a pufrační kapacitou a C_{ox} a KVK

Rozdíl korelačních koeficientů pufrační kapacity a celkového uhlíku (viz tabulka č. 28) není v obou variantách pokusu velký a přibližně odpovídá hodnotám korelačních koeficientům s KVK. Vzhledem k tomu, že pufrační kapacita má přibližně shodný profilový průběh jako KVK (až na výše uvedené rozdíly) dal se tento průběh očekávat.

Tab. č. 28: Korelace C_{ox} s pufovítostí - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
0,985	0,48	velmi vysoký	0,990	0,48	velmi vysoký

Korelační koeficienty mezi hodnotami KVK a celkového uhlíku (tab. č. 29) jsou velmi vysoké pro obě varianty pokusu a dokládají velmi těsný vztah, který se jeví těsnější u konvenčního zpracování (korel. koef. 0,990 oproti 0,985 u bezorebné varianty). Rozdíl je však velmi malý a vysvětlitelný již výše popsaným profilovým průběhem obou parametrů (zrnitost, POH), které nejvíce ovlivňují výslednou hodnotu KVK. Teoreticky nejtěsněji by s kationtovou výměnnou sorpční kapacitou měly korelovat obsahy uhlíku humusových látek $C_{ox}HL$, ovšem za předpokladu, že organický podíl sorpčního komplexu převažuje nad podílem minerálním. Tomu tak v našem případě není, ale přesto nižší hodnoty, ikdyž jen nepatrně, korelačních koeficientů KVK s oxidovatelným uhlíkem huminových kyselin $C_{ox}HK$ i humusových látek $C_{ox}HL$ oproti celkovému uhlíku C_{ox} jsou poněkud neočekávané a znamenalo by to, že se zde na sorpci podílí ještě nějaká složka primární půdní organické hmoty. Rozdíly korelačních koeficientů pro rozdílné způsoby zpracování jsou velmi malé a nelze je proto nijak závažněji komentovat.

Tab. č. 29: Korelace C_{ox} s KVK - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
0,974	0,48	velmi vysoký	0,985	0,48	velmi vysoký

Korelační vztahy mezi frakcemi POH

Vztah obsahů frakcí humusových látek k obsahu celkového uhlíku je dle očekávání velmi úzký, ale protože je tomu přibližně stejně u obou porovnávaných variant pokusu a rozdíly jsou velmi malé, nelze v tomto směru činit žádné podstatné závěry. Situaci tak lépe vystihují komentáře u jednotlivých stanovených ukazatelů.

Tab. č. 30: Korelace C_{ox} s $C_{ox}HL$ - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
0,994	0,48	velmi vysoký	0,978	0,48	velmi vysoký

Tab. č. 31: Korelace C_{ox} s C_{ox} HK - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
0,987	0,48	velmi vysoký	0,970	0,48	velmi vysoký

Tab. č. 32: Korelace C_{ox} s C_{ox} FK - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

koeficient korelace SH	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti	koeficient korelace SK	kritická hodnota	stupeň kor. závislosti
0,974	0,48	velmi vysoký	0,967	0,48	velmi vysoký

Poměr huminových kyselin k fulvokyselinám HK:FK

Tento ukazatel je v odborné literatuře ve všech svých aplikacích nejpoužívanějším parametrem pro posouzení kvality vlastních humusových látek a tím i zprostředkovaně kvality půdní organické hmoty. Jedná se vlastně o poměr oxidovatelného uhlíku obou složek, pro který však nemáme absolutní kritériální hodnoty. Kvalitu tzv. humusu tak posuzujeme vždy se znalostí příslušného půdního typu, případně obvyklých hodnot dané lokality. Poměr HK:FK je však také důležitým analytickým znakem v klasifikačních systémech půd, náš nejnovější systém (NĚMEČEK et al., 2001) nevyjímaje.

Ve srovnávacím pokusu různých agrotechnických opatření u jednoho půdního představitele, jak je tomu ve Studené, můžeme velmi dobře z vyšších hodnot tohoto ukazatele usuzovat i na vyšší kvalitu POH v příslušné části pokusu. Z výsledkové tabulky č. 33 (grafů č. 17, 18 – přílohy) poměrů HK:FK polního pokusu ve Studené lze pozorovat jistou podobnost tohoto parametru v humusovém horizontu obou variant, i když hodnoty u bezorebného zpracování jsou, byť statisticky neprůkazně, o něco vyšší, tedy příznivější. To překvapuje zvláště v povrchové vrstvě 0,05-0,10 m vzhledem k vyššímu obsahu C_{ox} celkového. Toto zvýšení je reprezentováno zvýšeným zastoupením primární POH. Pro vysvětlení příznivější transformace organické hmoty v této hloubce musíme vzít v úvahu i osevní postup spolu s oxidačně-redukčními a vlhkostními poměry stanoviště. Pro podrobnější vysvětlení by ale byla nezbytná další studie, přesahující rámec této práce. Pod humusovým horizontem nalézáme v hloubce 0,25-0,30 m již průkazně kvalitnější humusové látky ve variantě s vynecháním orby proti konvenčnímu zpracování. Rozdíl průměrných hodnot poměru HK:FK je však také neúměrně velký a zdůvodnitelný snad

předchozím pěstováním kukuřice, kde hlubší zapravení posklizňových zbytků u orby dává dle HORÁČKA (1986) předpoklad větší tvorby fulvokyselin (podporováno i nižším pH v této části horizontu), a snad částečně i plošnou heterogenitou pokusného pozemku. Ta nakonec dosti markantně vyplývá z hodnot nalezených u jednotlivých sond a podporuje závěry některých dřívějších prací na katedře (HORÁČEK et al. 1995), které na tento jev upozorňují. Analytická náročnost této práce však nedovolila tuto negativní stránku polních pokusů v tomto případě eliminovat.

Tab. č. 33: Poměr huminových a fulvokyselin - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	poměr huminových a fulvokyselin HK:FK							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	0,82	0,73	0,67	0,67	0,77	0,73	0,0035	0,059
SH 15	0,81	0,53	0,55	0,54	0,63	0,61	0,0112	0,106
SH 25	0,46	0,48	0,52	0,44	0,60	0,50	0,0032	0,056
SK 5	0,63	0,66	0,57	0,56	0,64	0,61	0,0017	0,041
SK 15	0,56	0,52	0,49	0,50	0,74	0,56	0,0085	0,092
SK 25	0,38	0,31	0,37	0,39	0,37	0,36	0,0009	0,029

Barevný kvocient Q 4/6

Tento ukazatel je u nás druhým nejfrekventovanějším parametrem charakterizujícím kvalitu humusových látek. Podobně jako v případě poměru HK:FK je vztahován i ke kvalitě veškeré půdní organické hmoty. I když se jedná o zcela odlišný analytický postup (viz přehled lit.), lze nalézt jistou principiální shodu (číselně nižší hodnoty Q 4/6 znamenají vyšší zastoupení a vyšší kondenzaci aromatických systémů makromolekulách humusových látek – tedy převahu kyselin huminových nad fulvokyselinami). Vzájemný regresní vztah mezi HK:FK a Q 4/6 nebyl v této práci vyšetřován. Vlastní stanovení barevného kvocientu (nebo též koeficientu) se zdá velmi jednoduchou záležitostí, ale prakticky tomu tak není (HORÁČEK et al. 2001) a celý postup, zejména ve srovnávacích studiích, je potřeba určitým způsobem standardizovat (viz kap. 4.5.4 Metodika).

Nalezené hodnoty barevného kvocientu ve Studené ne zcela přesně reflektují profilový pokles kvality humusových látek u obou variant pokusu v nepřímé úměrnosti k vyjádření kvality POH poměrem HK:FK v odpovídajících si hloubkách. Hodnoty Q 4/6

jsou opět příznivější ve variantě s vynecháním orby (viz tab. č. 34 nebo grafy č. 19, 20 - přílohy). Největší rozdíl je v nejhlubší vyšetřované vrstvě 0,25-0,3 m, což odpovídá i hodnocení kvality POH v této hloubce pomocí poměru HK:FK. Na základě těchto výsledků je možno konstatovat, že kvalita půdní organické hmoty v provozním polním pokusu ve Studené je celkově lepší v bezorebné variantě než u části pozemku, který je zpracováván konvenčně s pravidelným zařazením podzimní hluboké orby.

Tab. č. 34: Barevný kvocient Q 4/6 - Stanoviště Studená (Olšany), 2009

varianta pokusu	barevný kvocient Q 4/6							
	1	2	3	4	5	průměr	rozptyl	sm.odchylka
SH 5	4,8	5,3	5,5	5,7	4,8	5,2	0,1336	0,366
SH 15	6,2	6,3	6,4	6,1	6,2	6,2	0,0104	0,102
SH 25	6,5	6,4	6,3	6,6	6,0	6,4	0,0424	0,206
SK 5	6,7	6,9	6,8	6,6	6,8	6,8	0,0104	0,102
SK 15	6,4	6,5	6,8	6,5	6,7	6,6	0,0216	0,147
SK 25	6,2	6,2	6,4	6,2	6,0	6,2	0,0160	0,126

6. ZÁVĚR

Ve střednědobém polním pokusu ve Stagře s. r. o. Studená byl zjišťován vliv bezorebného systému zpracování půdy na vybrané fyzikální a fyzikálně - chemické vlastnosti, které mohou rozhodující měrou ovlivňovat náchylnost půd k erozi, se zvláštním zaměřením na kvantitu a kvalitu půdní organické hmoty, ve srovnání s klasickou orbou.

Jistou potíž v hodnocení půdních vlastností činí ne zcela homogenní rozložení zrnitosti na pokusné lokalitě, a to jak profilové, tak plošné, které se částečně promítá i do některých dalších vlastností půdy.

Vodostálost strukturních agregátů je celkově příznivější v bezorebné variantě pokusu, i když převážně jen zásluhou podorničí, ale také prokázaným těsnějším korelačním vztahem k POH, zejména však k látkám humusovým.

Velkým problémem pokusného pozemku se ukázala jeho velmi kyselá půdní reakce, kdy profilový průběh její výměnné formy vykazuje některé odchylky promítající se do ovlivnění dalších půdních vlastností, příkladem je nejnižší pH_{KCl} v největší odběrové hloubce u orby. Zároveň nalezené hodnoty obecně naznačují možnost porušení půdní struktury peptizací půdních koloidů a je doporučeno půdní reakci na pozemku urychleně korigovat.

Kationtová výměnná sorpční kapacita jako doplňkové stanovení prokázala při vyšetřování jejího vztahu k zrnitosti úzkou korelaci pouze k zrnitostní frakci: $< 0,01$ mm a vzhledem k porovnávaným technologiím neočekávaně těsněji k orbě. To lze v tomto případě vysvětlit pouze ve vztahu k půdní organické hmotě, kde naopak nacházíme těsnější vztahy KVK prakticky se všemi parametry POH ve variantě s vynecháním orby.

Pufrační kapacita stanovená modifikovanou metodou vykazovala na pokusném pozemku velmi těsnou korelaci se sorpční kapacitou v obou variantách zpracování. Přesto lze pozorovat, že u rozdílných systémů zpracování jsou v různých hloubkách zapojeny i jiné ústojné systémy, než které ovlivňují KVK, vysvětlení však přesahuje rámec této práce. Z výsledků stanovení obou předchozích parametrů lze jen obecně konstatovat, že jak na KVK, tak na pufrační kapacitě se v pokusné lokalitě podílí půdní organická hmota diferencovaně co do hloubek i způsobu zpracování a výsledně převládá působení anorganické složky půdního sorpčního komplex nad složkou organickou.

Obsah celkového uhlíku POH se pohybuje v obvyklém rozmezí pro daný půdní typ a očekávaně klesá od povrchu do hloubky. Potvrzuje se zde v některých pramenech uváděné zvýšené množství POH v povrchové vrstvě u bezorebné varianty, a naopak je zjišťována určitá nehomogenita v humusovém horizontu u orby. V celém vyšetřovaném profilu je obsah celkového uhlíku nepatrně vyšší v bezorebné variantě pokusu.

Profilový průběh obsahu humusových látek $C_{ox}HL$ do jisté míry odpovídá rozmístění celkového uhlíku u obou porovnávaných technologií zpracování a humusových látek je celkově o něco více u minimalizace.

Obsahy huminových kyselin vykazují podobný trend jako předchozí dva parametry, tj. znatelně vyšší množství v humusových horizontech, výrazněji u bezorebného zpracování v povrchové vrstvě, v hloubce 0,15-0,2 m jsou hodnoty srovnatelné. V největší hloubce je množství HK zřetelně nižší než v humusovém horizontu a příznivější v minimalizaci.

Fulvokyseliny nevykazují již tak výraznou profilovou diferenciaci jako HK a jejich množství je na rozdíl od předchozích ukazatelů v odpovídajících si hloubkách u obou variant prakticky shodné.

Kvalita půdní organické hmoty byla posuzována pomocí poměru HK:FK a hodnot barevného kvocientu $Q_{4/6}$. V případě poměru huminových kyselin k fulvokyselinám jsou si hodnoty tohoto parametru v humusovém horizontu blízké u obou technologií, ale o něco příznivější v bezorebném zpracování. O vysvětlení jisté anomálie v této části profilu jsem se pokusila v diskusi. V nejhlouběji odebírané vrstvě (0,25-0,3 m) se nalézají průkazně kvalitnější humusové látky ve variantě s vynecháním orby. Uvedené závěry potvrzují i stanovené hodnoty barevného kvocientu $Q_{4/6}$ (k HK:FK ovšem nepřímo úměrné), a to zejména v největší odběrové hloubce.

Na základě dosažených výsledků lze shrnout, že i když u varianty s vynecháním orby množství půdní organické hmoty nijak výrazně nepřevyšuje její množství ve zpracování konvenčním, lze zde zaznamenat vyšší „efektivitu“ humifikačního procesu, projevující se vyšší kvalitou humusových látek. To dává předpoklad pro lepší agregaci a vytváření půdních agregátů odolnějších vůči rozplavení, tedy více odolávajících vodní i větrné erozi. Z tohoto pohledu lze pak reduované systémy zpracování doporučit při dodržení odpovídající technologické kázně v navrhovaných komplexních pozemkových úpravách i v horších půdně klimatických podmínkách.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY:

POUŽITÁ KNIŽNÍ LITERATURA:

ALBLAS, J., et al. Impact of traffic-induced compaction of sandy soils on the yield of silage maize in The Neetherlands. *Soil and Tillage Research*. 1994, 29, pp. 157-165.

BALDOCK, J. A; NELSON, P. N. Soil organic matter. In Sumner, M. E., et al. *Handbook of Soil Science*. Boca Raton: CRC Press, 2000. pp. B25-B84.

BAKER, C. J.; SAXTON, K. E.; RITCHIE, W. R. No-tillage seeding: Science and practice. Wallingford: CAB International, 1996. 258 p.

BARLEY, K. P. The root growth of irrigated perennial pastures and its effect on soil structures. *Australian Journal of Agricultural Research*. 1954, 4, pp. 283-291.

BEARE, M. H. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecological Monographs*. 1992, 62, pp. 569-591.

BEARE, M. H. et al. Aggregate-protected and unprotected pools of organic matter in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1994a, 58, pp. 787-795.

Beare, M. H.; Hendrix, P. F.; Coleman, D. C. Fungal regulation of Secale residue decomposition and nitrogen release in conventionally plowed (CT) and no-tillage (NT) soils of southeastern USA, in Soil Biota. In Pankhurst, C.E., et al. *Management in Sustainable Farming Systems - CSIRO, Australia*, 1994b. pp. 53-55.

BLEVINS, R. L.; THOMAS, G. W.; CORNELIUS, P. L. Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. *Agronomy Journal*. 1977, 69, pp. 383-396.

BRUCE, R. R.; LANGDALE, G. W.; DILLARD, A. L. Tillage and crop rotation effects on characteristics of a sandy surface soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1994, 54, pp. 1744-1747.

BURNS, R. G.; DAVIES, J. A. (1986): The microbiology of soil structure. In Lopez-Real, J. M.; Hodges, R. D. et al. *The Role of Microorganisms in a Sustainable Agriculture*. Berkhamstead: A.B.Academic Publishers, 1986. pp. 9-27.

CÁBLÍK, J.; JŮVA, K. *Protierozní ochrana půdy*. Praha: SZN, 1963. 324 s.

ČERMÁKOVÁ, A.; STŘELEČEK, F. *Statistika I. Č.* Budějovice: JU ZF, 2005. 172 s.

- ČURLÍK, J. et al.** *Pôdna reakcia a jej úprava*. Bratislava: Jaroslav Suchoň - Suma print, 2003. 250 s.
- DEMO, M.; KOLLÁR, B.; HRAŠKO, J.** *Obrábanie pôdy*. Nitra: VŠP, 1995. 300 s.
- DICK, W. A.** Organic carbon, nitrogen and phosphorous and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1983, 47, pp. 102-106.
- EDWARDS, A. D.; BREMNER, J. M.** Microaggregates in soil. *J. Soil Sci.* 1967, 18, pp. 64-73.
- ELLIOTT, E. T.** Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1986, 50, pp. 627-633.
- ELLIS, S.; MELLOR, A.** *Soils and environment*. London: Routledge publisher, 1995. 364 p.
- HASLBACH, J.; VACULÍK, R.** *Půdoznalství*. Brno: VŠZ, 1980. 159 s.
- HEENAN, D. P.; CHAN, K. Y.** The long-term effects of rotation, tillage and stubble management on soil mineral nitrogen supply to wheat. *Australian Journal Soil Research*. 1992, 30, pp. 977-988.
- HENDRIX, P. F., et al.** Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystem. *BioScience*. 1986, 36, pp. 374-380.
- HERNANZ, J. L. et al.** Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research*. 2002, 66, pp. 129- 141.
- HOLÝ, J.** Technologie pro další tisíciletí. *Úroda*. 1997, 3, s. 52-53.
- HONSA, I.; KŇÁKAL, P.** *Fyzikální vlastnosti půd (literární rešerže)*. Brno: ÚKZÚZ. Liberec: OAPVR, 1999.
- HORÁČEK, J.; LEDVINA, R.** *Sborník, ř. FYTO*. Č. Budějovice: JU ZF, 1993. s. 13-26.
- HORÁČEK, J.; LEDVINA, R.; KOUBALÍKOVÁ, J.** *Cvičení z geologie a půdoznalství*. Č. Budějovice: JU ZF, 1994. 114 s.
- HORÁČEK, J.** *Studie vlastností a přeměn organické hmoty v půdě*. Č. Budějovice, 1995. 208 s. Habilitační práce. JU ZF
- HORÁČEK, J.; LEDVINA, R.; RAUS, A.** The content and quality of organic matter in Cambisol in a long-term no-tillage systém. *Rostl. Výroba*. 2001, 47, s. 205-210.

- HORÁČEK, J. et al.** Změny vlastností půdy při bezorebném zpracování v rozdílných – půdně klimatických podmínkách.. In *Ochrana a využití půdy v podhorských oblastech*. Č. Budějovice: JU ZF, 2005. s. 121-124.
- HORÁČEK, J. et al.** (2008): Phosphorus and carbon fraction concentrations in a cambisol soil as affected by tillage Communications. *Soil Science and Plant Analysis*. 2008, 39, p. 2032-2045
- HORÁČEK, J. et al.** Kompakce půdy v redukováných systémech zpracování. In *Sb. 13. Pedologické dny na téma půda v průmyslové krajině, Ostrava*. 2009. s. 79-84.
- HUDSON, N. W.** *Soil conservation*. New York: Cornell University Press, 1971. 320 p.
- HŮLA, J.** *Opatření k minimalizaci negativních vlivů zemědělské techniky na půdní prostředí*. Praha : ÚVTIZ, 1988. 56 s.
- HŮLA, J. K.; ABRHAM, Z.; BAEUR, F.** *Zpracování půdy*. Praha: Brázda, 1997. 144 s.
- HŮLA, J.** *Půdoochranné technologie zakládání porostů plodin*. Praha: ÚZPI, 2000. 46 s.
- HŮLA, J.; PROCHÁZKOVÁ, B. et al.** Vliv minimalizačních a půdoochranných technologií na plodiny, půdní prostředí a ekonomiku. *Zemědělské informace-Praha: ÚZPI*. 2002, 3, 104 s.
- HŮLA, J.; PROCHÁZKOVÁ, B. et al.** *Minimalizace zpracování půdy*. Praha: Profi Press, 2008. 248 s.
- CHAN, K. Y. K; ROBERTS, W. P.; HEENAN, D. P.** Organic carbon and associated soil properties of a red earth after 10 years of rotation under different stubble and tillage practices. *Aust. Journal Soil Research*. 1992, 30, pp.71-83.
- CHANEY, K.; SWIFT, R.S.** The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *J. Soil Sci.*1984, 35, pp. 223-230.
- ISMAIL, I.; BLEVINS, R. L.; FRYE, W. W.** Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yield. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1994, 58, pp. 193-198.
- JANDÁK, J. et al.** *Cvičení z půdoznalství*. Brno: MZLU, 2003. 92 s.
- JANEČEK, M. et al.** Redakčně upravená roční zpráva o řešení projektu QF 3098: Zvyšování protierozní účinnosti pěstovaných plodin. *VÚMOP, v.v.i.*, 2006. s. 5
- JANEČEK, M. et al.** *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Praha: VÚMOP, v.v.i., 2007. 76 s.

- JANEČEK, M. et al.** *Základy erodologie*. Praha: ČZU, 2008. 172 s.
- JANKŮ, M.** *Nemovitosti – koupě a prodej*. Brno: Computer Press, 2003. 254 s.
- JŮVA K.; HRABAL A.; TLAPÁK V.** *Ochrana půdy, vegetace, vod a ovzduší*. Praha: SZN, 1977. 180 s.
- KAPUSTA, G.; KRAUSZ, R. F.; MATTHEWS, J. L.** Corn Yield is Equal in Conventional, Reduced, and No-Tillage after 20 Years. *Agronomy Journal*. 1996, 88, pp.812- 817.
- KINSELLA, J.** *Agriculture`s role in protecting the environment*. Agricultural Technology Center Lexington, Illinois, (lecture). 1998
- KOLÁŘ, L.** *Organické hnojení a humus*. Praha: VŠZ, 1987. 105 s.
- KOLÁŘ, L.** *Výživa rostlin a hnojení (zvláštnosti vyšších poloh)*. Praha: VŠZ, 1988. 42 s.
- KOLÍNSKÝ, J.** Technologie setí při ponechání rostlinných zbytků na povrchu. *Mechanizace zemědělství Speciál*. 1994, 1, s. 2-10.
- KOPEČNÁ, J. et al.** Vliv minimálního zpracování půdy na fyzikální parametry v rozdílných půdně-klimatických podmínkách. *Sb. abst. Z 11 Pedologických dnů, Olomouc*, 2006. s. 57.
- KUBÁT, J. et al.** *Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách*. Praha: VÚRV, v.v.i., 2008. 34 s.
- KUBINEC, S.; KOVÁČ, K.** (1998): Progresívne technológie pestovania jarného jačmeňa, Piešťany: VÚRV, 82 s.
- KVÍTEK, T.; TIPPL, M.** Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině. In *Zemědělské informace č. 10*. Praha: ÚZPI, 2003. 47 s.
- LAL, R.** No-till Farming. *IITA Monograph, Ibadan, Nigerie*. 1982, 2, pp. 68.
- LAL, R.; LOGAN, T.J.; FAUSEY, N.R.** Long-term tillage effects on a Mollic Ochraqulf in Northwest Ohio. III. Soil nutrient profile. *Soil Tillage Research*. 1990, 15, pp. 371-382.
- LEDVINA, R.; HORÁČEK, J.; ŠINDELÁŘOVÁ, M.** *Geologie a půdoznalství. Č.* Budějovice: ZF JU, 2000. 203 s.
- LEITTGEB, S., VAŠTA, J.** *Mikrobiologie*. Praha: VŠZ, 1988. s.125-189.
- LHOTSKÝ, J. et al.** *Kultivace a rekultivace půd*. Praha: VÚMOP, v.v.i., 1994. 198 s.

- LOGSDON, S. D.; RENEAU, R. B.; PARKER, J. C.** Corn seedling root growth as influenced by soil physical properties. *Agron. Journal*. 1987, 79, pp. 221-224.
- MAHLER, R.L., HARDER, R.W.** The influence of tillage methods, cropping sequence, and rates on the acidification of a Northern Idaho soil. *Soil Science*. 1984, 137, pp. 52-60.
- MARENDIAK, D.; KOPČANOVÁ, L.; LEITBEG, S.** *Pol'nohospodárska mikrobiológia*. Bratislava: Príroda, 1987. 444 s.
- MAŠÁT, K. et al.** *Metodika vymezení a mapování Bonitovaných půdně ekologických jednotek*. Praha: VÚMOP, v.v.i., 2002. 113 s.
- MATULA, J.** *Agrochemie*. Praha: VŠZ, 1987. 127 s.
- MIKULKA, J.** Faktory ovlivňující dlouhodobé změny druhového spektra plevelů. In *Využití různých způsobů zpracování půdy při pěstování rostlin*. Praha: VÚRV, 1998. s. 47-54.
- MONCRIEF, J. F.; SCHULTE, E. E.** The effect of tillage and fertilizer source and placement on nutrient availability to corn. *Iowa's 34th Fertilizer source and Ag. Chem. Dealers Conf., Iowa State Univ., Ames, Iowa*. 1982
- MOSCHLER, W. W. et al.** Comparative lime effects on continuous no-tillage and conventionally tilled corn. *Agron. J.* 1973, 65, pp. 781-783.
- NOVÁK, P. et al.** *Půda v České republice*. Praha: Consult, 2009. s. 156-157.
- NĚMEC, J.** *Bonitace a oceňování zemědělské půdy České republiky*. Praha: VÚZE, 2001. 260 s.
- PAVEL, L. et al.** *Geologie a půdoznaectví*. Praha: VŠZ, 1984. 280 s.
- PACKER, I. J.; HAMILTON, G.J.; KOEN, T.B.** Runoff, soil loss and soil physical property changes of light textured surface soil from long-term tillage treatment. *Aust. J. Soil Research*. 1992, 30, pp. 789-806.
- PASÁK, V.** *Struktura půdy a větrná eroze*. Praha :VÚMOP, v.v.i., 1966. s. 73.
- PASÁK, V.** *Faktory ovlivňující větrnou erozi půdy*. Praha: VÚMOP, v.v.i., 1967. s. 143-149.
- PASÁK, V. et al.** *Ochrana půdy před erozí*. Praha: SZN, 1984. 164 s.
- PECHOČ, V.** *Vyhodnocování měření a početní metody v chem. inženýrství*. Praha: SNTL, 1981. 228 s.
- PRAX, A.; JANDÁK, J.; POKORNÝ, E.** *Půdoznalství*. Brno: MZLU, 1995. 156 s.
- PRCHAL, L.** Bezorebné setí secími exaktory HORSCH. *Úroda*. 1992, 3, s.340-341.

- RASMUSSEN, P. E; COLLINS, H. P.** Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Adv. Agron.* 1991, 45, pp. 93-134.
- RASMUSSEN, P. E; PARTON, W. J.** Long-term effects of residue management in wheat-fallow. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1994, 58, pp. 523-530.
- RAUS, A.** *Vliv půdochranného zpracování půdy na vybrané fyzikální, fyzikálněchemické a biologické vlastnosti kambizemě.* Č. Budějovice. 2000. 173 s. Disertační práce. JU ZF.
- RŮŽEK, P.** Orat či neorat? *Zemědělské listy.* 1999, 50, s. 10.
- SALINAS-GARCIA, J. R.; MATOCHA, J. E.; HONS, F. M.** Long-term tillage and nitrogen fertilization effects on soil properties of an Alfisol under dryland corn / cotton production. *Soil and Tillage.* 1997, 42, pp.79-93.
- SÁŇKA, M.; MATERNA, J.** Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Praha: PLANETA, *Odborný časopis MŽP.* 2004, 12, 2004. 84 s.
- SÁŇKA, M., et al.** *Půda v České republice.* Praha: Consult, 2009. s. 65.
- SKLENIČKA, P.** *Základy krajinného plánování.* Praha: Naděžda Skleničková, 2003. 321 s.
- SOTÁKOVÁ, S.** *Organická hmota a úrodnost půdy.* Bratislava: Příroda, 1982. 234 s.
- SPARLING, G.P.; CHESHIRE, M.V.** Effect of púeriodate oxidation on the polysaccharide content and microaggregate stability of rhizosphere and non-rhizosphere soils. *Plant and Soil.* 1985, 88, pp. 113-122.
- SPRAGUE, G.,B.; TRIPLETT, M.A.** No-tillage and surface-tillage agriculture, Canada. *John Wiley & Sons.* 1986. pp. 7-45.
- SPRAGUE, M. A. et al.** Pasture improvement and seedbed preparation with herbicides, *N. J. Agric. Exp. Stn. Bull.*.1962. 803 p.
- SUŠKEVIČ, M.** Mělké zpracování půdy přináší úspory. *Zemědělec – Mechanizace.* 1997, 12, s. 29-30.
- ŠABATKA, J.** Zkušenosti s mělkým zpracováním půdy. *Úroda.* 1998 , 1, s. 18-20.
- ŠIMEK, M.** *Základy nauky o půdě – 1: Neživé složky půdy.* Č. Budějovice: JU ZF, 2005. 160 s.
- ŠIMON, J.** Ochranné způsoby zpracování půdy. *Farmář.* 1997, 11, s. 25-26.
- ŠIMON, J.; ŠKODA, V.; HŮLA, J.** *Zakládání porostů hlavních polních plodin novými technologiemi.* Praha: MZe ČR, 1999. 78 s.

- ŠKODA, V.** Půda a její zpracování. *Úroda*. 1997, 1, s. 12-13.
- ŠKODA, V.** (1999): Orat či neorat? *Úroda*. 1999, 12. , s. 10.
- ŠPIČKA, A. et al.** *Vlastnosti půdy a její zpracování*. Praha: SZN, 1964. s. 135-136.
- TESAŘ, S. et al.** *Výživa rostlin a hnojení*. Praha: VŠZ, 1992.
- THOMAS, G. W.; PHILLIPS, R. E.** The effect of macro-pores on movement on solutes in soils, *J. Environ. Quali.* 1979, 8, pp. 149-152.
- THOMAS, G. W.; PHILLIPS, R. E.** Modeling soil water contents and their effect on stream flow in Kentucky. *Research Report*. 1981, s. 128.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M.** Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 1982, 33, pp. 141-161.
- TOMAN, F., SANETRNÍK, J. A FILIP, J.** Potenciální eroze půdy v povodí Fryšávky. In *Strategie trvale udržitelného žití*. Skalský dvůr u Bystřice nad Pernštejnem: Prameny Vysočiny, 1994. s. 24-26.
- UHLÍŘOVÁ, J., KUČERA, J.** Opatření ochrany půdy v komplexních pozemkových úpravách. In *Pedodiverzita*. Praha: ČZU, 2004. s. 65.
- ULRICH, B.** Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand *Ztschr. Pflanzenern. Bodenk.* 1981, 144, pp. 289 – 305.
- VACH, M.; JAVŮREK, M.** Effect of cover crops in conservation soil tillage systems. *Proceedings of Agro the XIth ESA Congress, Montpellier*. 2010, I, pp. 241-242.
- VÁCHAL, J.; MAZÍN, V.; DUMBROVSKÝ M. et al.** *Pozemkové úpravy I. Č.* Budějovice: JU ZF, 2005. 102 s.
- VALLA, M.; KOZÁK, J.; NĚMEČEK, J.** *Pedologické praktikum*. Praha: ČZÚ, 2002. 151 s.
- VALLA, M.; KOZÁK, J.; DRBAL, J.** *Cvičení z půdoznáectví - II*. Praha: VŠZ, 1980. 280 s.
- VALLA, M.** Půdní organická hmota, In Pavel, L. *Geologie a půdoznáectví*. Praha: VŠZ, 1984. 280 s.
- VALLA, M.; KOZÁK, J.; NĚMEČEK, J.** *Pedologické praktikum*. Praha: ČZÚ, 2002. 151 s.
- VÍTEK, J. et al.** *Půda v České republice*. Praha: Consult, 2009. s. 156 – 157.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D.** (1978): Predicting rainfall erosion losses – A guide to Conservation planning. Agr. Handbook No. 537, U.S. Dept. Of Agriculture, Washington, D.C.
- ZRUBEC, F.** *Metodika zúrodnenia zhutněných pôd*. Bratislava:VÚPÚ, 1998. s.6-12.

POUŽITÉ INTERNETOVÉ ODKAZY:

INTERNETOVÝ ODKAZ Č. 1

Eagri [online]. 2010 [cit. 2010-02-17]. Statistika. Dostupné z WWW: <<http://eagri.cz/public/eagri/poszemkove-urady/statistika/>>.

INTERNETOVÝ ODKAZ Č. 2

Eagri [online]. 2010 [cit. 2010-02-17]. Pozemková úprava a její formy. Dostupné z WWW: <<http://eagri.cz/public/eagri/poszemkove-urady/poszemkove-upravy/co-jsou-poszemkove-upravy/komplexni-poszemkova-uprava-a-jeji-cile.html>>.

INTERNETOVÝ ODKAZ Č. 3

Eagri [online]. 2010 [cit. 2010-02-17]. Půda-půdní služba. Dostupné z WWW: <<http://eagri.cz/public/eagri/poszemkove-urady/puda-pudni-sluzba/>>.

INTERNETOVÝ ODKAZ Č. 4

Vugtk [online]. 2010 [cit. 2010-02-17] Bonitovaná půdně ekologická jednotka. Dostupné z WWW: <[http://www.vugtk.cz/slovník/1027_bonitovana-pudne-ekologicka-jednotka-\(bpej\).html](http://www.vugtk.cz/slovník/1027_bonitovana-pudne-ekologicka-jednotka-(bpej).html)>.

INTERNETOVÝ ODKAZ Č. 5

Mzp [online]. 2010 [cit. 2010-02-19]. Indikátory. Dostupné z WWW: <[http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/CEFFC9BDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/\\$file/indikatory_el.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/CEFFC9BDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/$file/indikatory_el.pdf)>.

POUŽITÉ LEGISLATIVNÍ PŘEDPISY

Česko. Zákon č. 139/2002 Sb. O pozemkových úpravách a pozemkových úřadech a o změně zákona č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku, ve znění pozdějších předpisů. In *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2002, 57.

Česko. Vyhláška č. 545/2002 Sb. O postupu při provádění pozemkových úprav a náležitostech návrhu pozemkových úprav. In *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2002, 190.

Česko. Nařízení vlády č. 103/2003 Sb. O stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech. In *Sbírka zákonů, Česká republika*. 2002, 42.

8. SEZNAM PŘÍLOH

Seznam použitých zkratk

AVK	adsorpční vodní kapacita
BV	bod vadnutí
Bv	kambický horizont
BPEJ	bonitovaná půdně ekologická jednotka
C _{ox}	celkový obsah uhlíku
C _{ox} FK	celkový obsah uhlíku fulvokyselin
C _{ox} HK	celkový obsah uhlíku huminových kyselin
C _{ox} HL	celkový obsah uhlíku humusových látek
CT	konvenční zpracování
ČH	číslo hysdrokopicity
E _p	erodovatelnost potenciální
E _s	erodovatelnost skutečná
GIS	geografický informační systém
H	hloubka půdy
HPJ	hlavní půdní jednotka
HPKJ	hlavní půdně klimatická jednotka
JPÚ	jednoduché pozemkové úpravy
K	skeletovitost
KM ^r	kambizem arenického subtypu
KN	katastr nemovitostí
KPÚ	koplexní pozemkové úpravy
KPP	komplexní průzkum půd
KR	klimatický region
KVK	maximální kationtová sorpční výměnná kapacita
Kvz	vzdušná kapacita
M	obsah jílnatých částic
MAK	monomolekulární adsorpční vodní kapacita
MKK	maximální kapilární vodní kapacita
MT	minimální zpracování
Mz	měrná hmotnost
Or	objemová hmotnost

pH	záporně vzatý dekadický logaritmus hydroxoniových iontů
P _N	nekapilární póry
POH	půdní organická hmota
PVK	polní vodní kapacita
Q 4/6	barevný kvocient
r	korelační koeficient
RVK	retenční vodní kapacita
RVK ₂₄	retenční vodní kapacita přibližná
Sh	stupeň humifikace
SH	půdoochranné zpracování
SH 5	vzorek půdy z půdoochranného zpracování z hloubky 0,05 – 0,10 m
SH 15	vzorek půdy z půdoochranného zpracování z hloubky 0,15 – 0,20 m
SH 25	vzorek půdy z půdoochranného zpracování z hloubky 0,25 – 0,30 m
SK	konvenční zpracování
SK 5	vzorek půdy z konvenčního zpracování z hloubky 0,05 – 0,10 m
SK 15	vzorek půdy z konvenčního zpracování z hloubky 0,15 – 0,20 m
SK 25	vzorek půdy z konvenčního zpracování z hloubky 0,25 – 0,30 m
SL	sklonitost
T	maximální sorpční kapacita
Vz	provzdušněnost půdy
W _{mom}	aktuální vlhkost
ZPF	zemědělský půdní fond

Seznam tabulek

Tabulka číslo:

- 1) Množství posklizňových zbytků na povrchu po zpracování půdy různými stroji (ŠIMON et al., 1999)
- 2) Vliv různých způsobů zpracování půdy na odtok vody na svahu 12° (ŠIMON et al., 1999)
- 3) Orientační hodnoty měrné hmotnosti pro hlavní horizonty zemědělských půd (HONSA a KŇÁKAL, 1999)
- 4) Kritéria pro hodnocení půdní reakce výměnné (příloha č. 5 k vyhl. č. 275/1998, ve znění pozdějších předpisů)
- 5) Třídění pásem ústojčivosti ULRICH (1981)
- 6) Klasifikace stupně závislosti podle koeficientu korelace (ČERMÁKOVÁ, STŘELEČEK, 2005).

Stanoviště Studená (Olšany), 2009

- 7) Měrná hmotnost
- 8) Korelace M_z s C_{ox}
- 9) Zrnitostní frakce $< 0,01$
- 10) Korelace zrnitostní frakce $< 0,01$ s pufrovitostí
- 11) Korelace zrnitostní frakce $< 0,01$ s C_{ox}
- 12) Korelace zrnitostní frakce $< 0,01$ s C_{oxHL}
- 13) Korelace zrnitostní frakce $< 0,01$ s C_{oxHK}
- 14) Korelace zrnitostní frakce $< 0,01$ s C_{oxFK}
- 15) Vodostálé agregáty
- 16) Korelace vodostálosti agregátů s C_{ox}
- 17) Korelace vodostálosti agregátů s C_{oxHK}
- 18) Korelace vodostálosti agregátů s C_{oxHL}
- 19) Přehled hodnot pH_{H_2O}
- 20) Přehled hodnot pH_{KCl}
- 21) Pufrační kapacita
- 22) Korelace KVK a pufrace
- 23) Kationtová sorpční výměnná kapacita
- 24) Celkový oxidovatelný uhlík C_{ox}

- 25) Celkový oxidovatelný uhlík C_{oxHL}
- 26) Celkový oxidovatelný uhlík C_{oxHK}
- 27) Celkový oxidovatelný uhlík C_{oxFK}
- 28) Korelace C_{ox} s pufrovitostí
- 29) Korelace C_{ox} s KVK
- 30) Korelace C_{ox} s C_{oxHL}
- 31) Korelace C_{ox} s C_{oxHK}
- 32) Korelace C_{ox} s C_{oxFK}
- 33) Poměr huminových a fulvokyselin
- 34) Barevný kvocient Q 4/6

Seznam schémat

Schéma č. 1: Obecné schéma frakcionace humusových látek (HORÁČEK et al., 1994)

Seznam obrázků

Obr. č. 1: Umístění lokality Olšany (Studená)

Obr. č. 2: Poloha odběrů z lokality Olšany (Studená)

Seznam grafů

Stanoviště Studená (Olšany), 2009

Graf číslo:

- 1) Hodnoty měrné hmotnosti v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 2) Průměrné hodnoty měrné hmotnosti – porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 3) Přehled obsahu zrnitostní frakce $< 0,01$ mm v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 4) Průměrné hodnoty obsahu zrnitostní frakce $< 0,01$ mm – porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 5) Přehled hodnot pufrační kapacity v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.

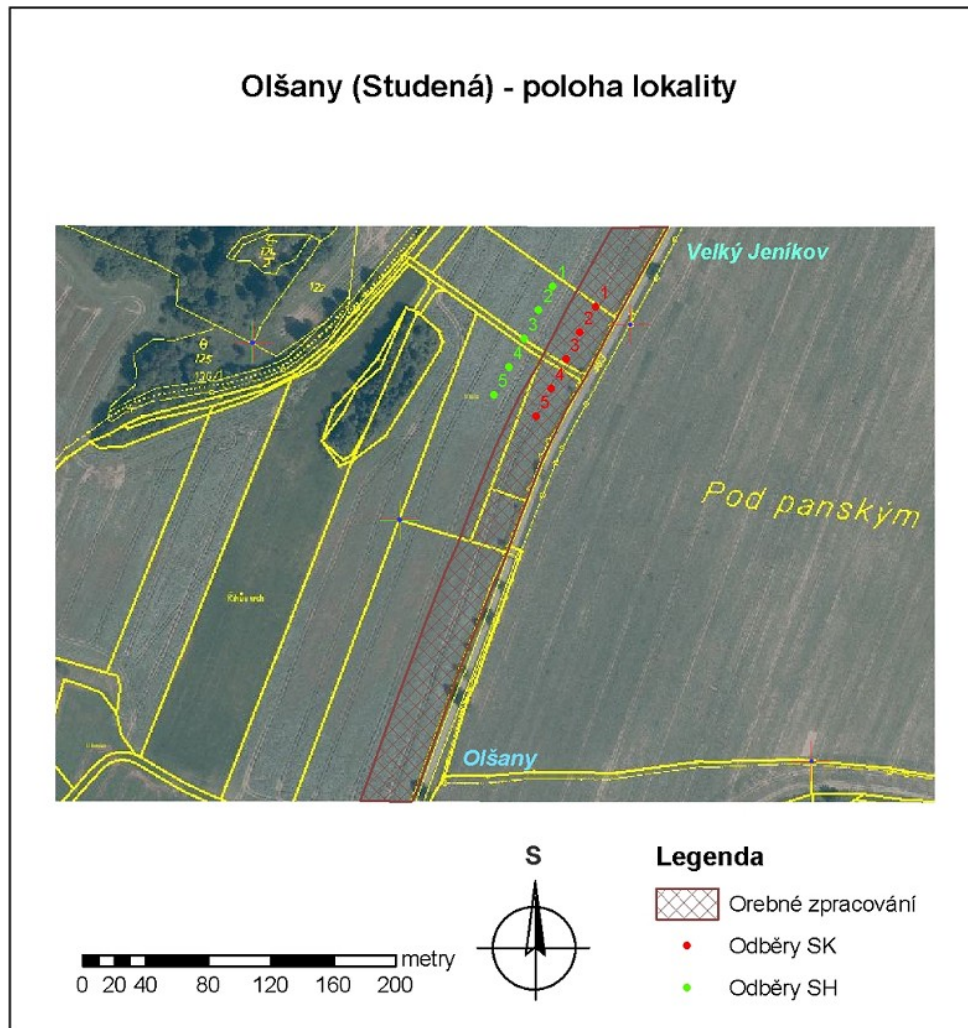
- 6) Průměrné hodnoty pufrální kapacity - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 7) Přehled hodnot kationtové výměnné kapacity v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 8) Průměrné hodnoty kationtové výměnné kapacity - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 9) Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 10) Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 11) Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku humusových látek v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 12) Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku humusových látek - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 13) Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku huminových kyselin v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 14) Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 15) Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku fulvokyselin v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 16) Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 17) Přehled hodnot poměru huminových kyselin k fulvokyselinám v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování HK:FK.
- 18) Průměrné hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.
- 19) Přehled hodnot barevného kvocientu v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování.
- 20) Průměrné hodnoty barevného kvocientu porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování.

Obrázky

Obr. č. 1: Umístění lokality Olšany (Studená)

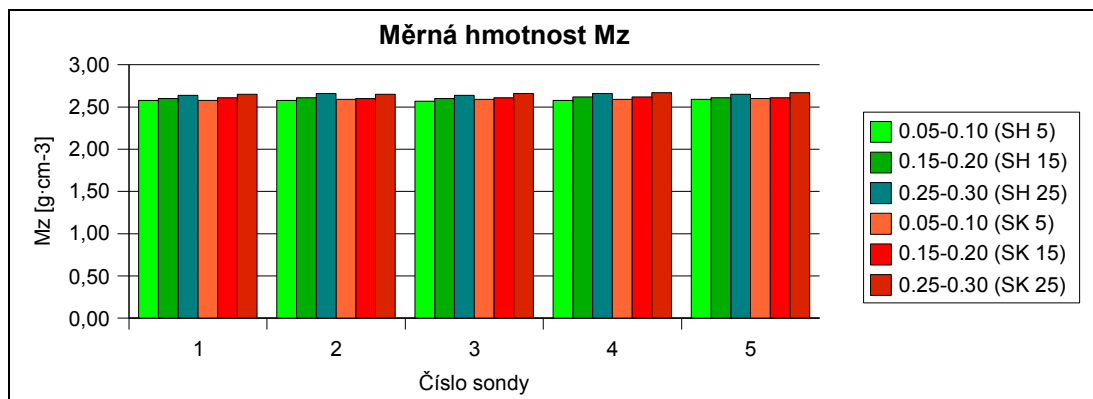


Obr. č. 2: Poloha odběrů z lokality Olšany (Studená)

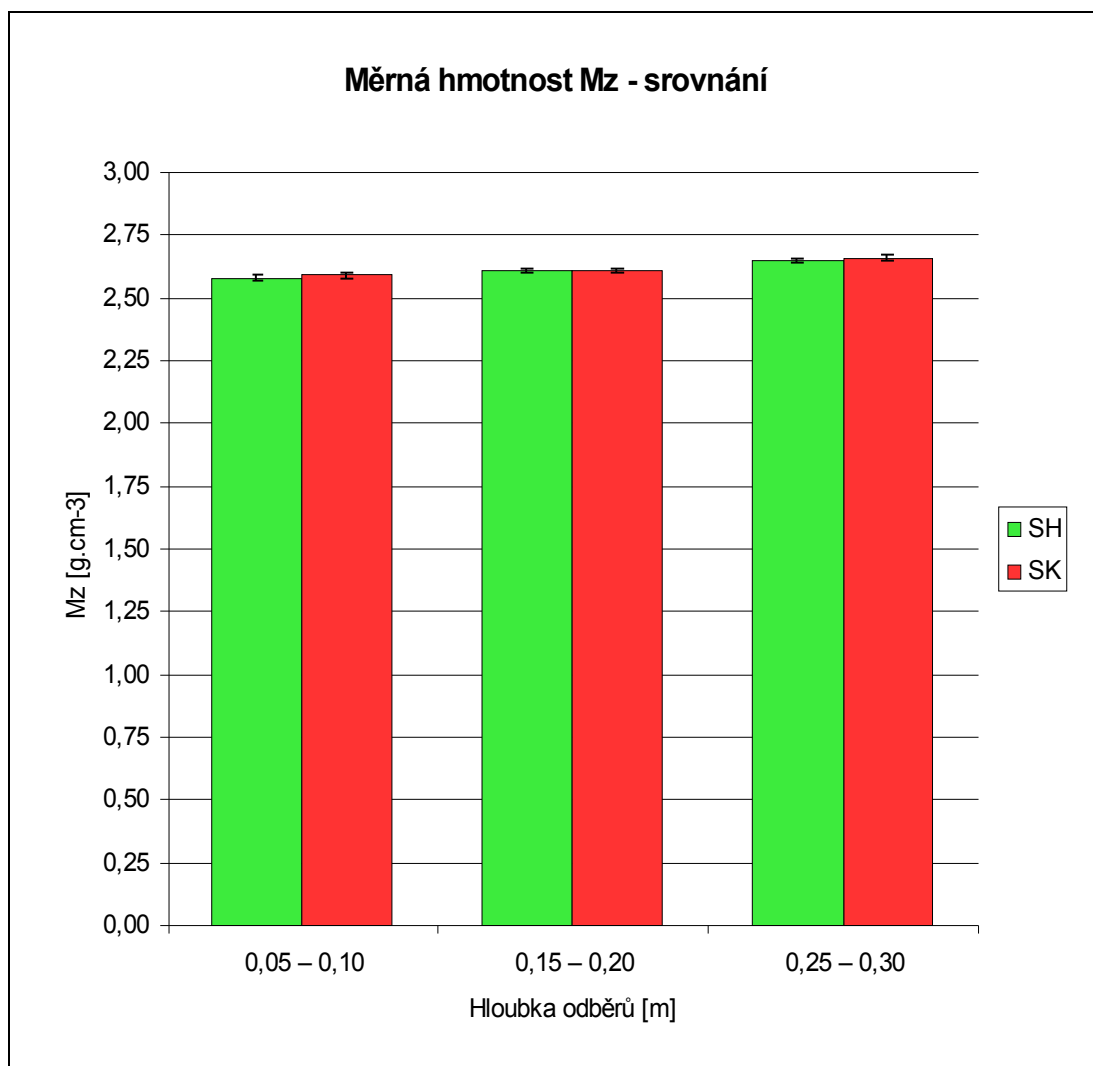


Grafy

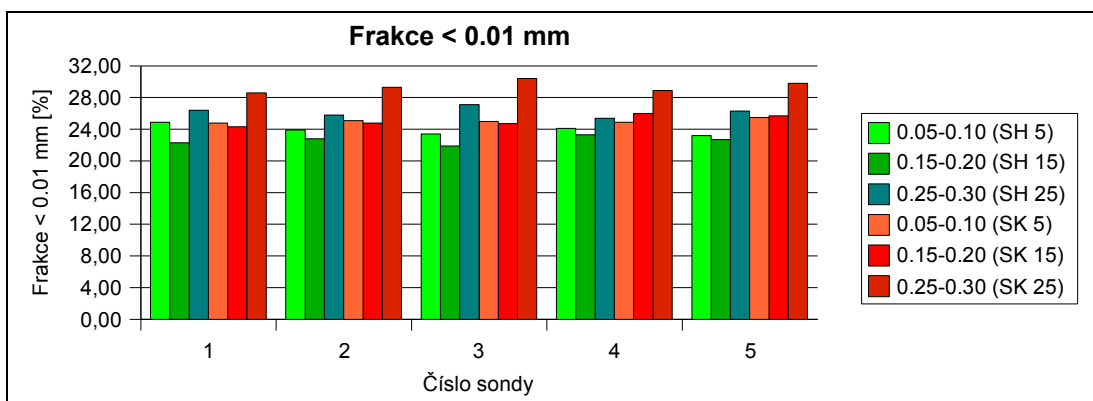
Graf č. 1: Hodnoty měrné hmotnosti v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



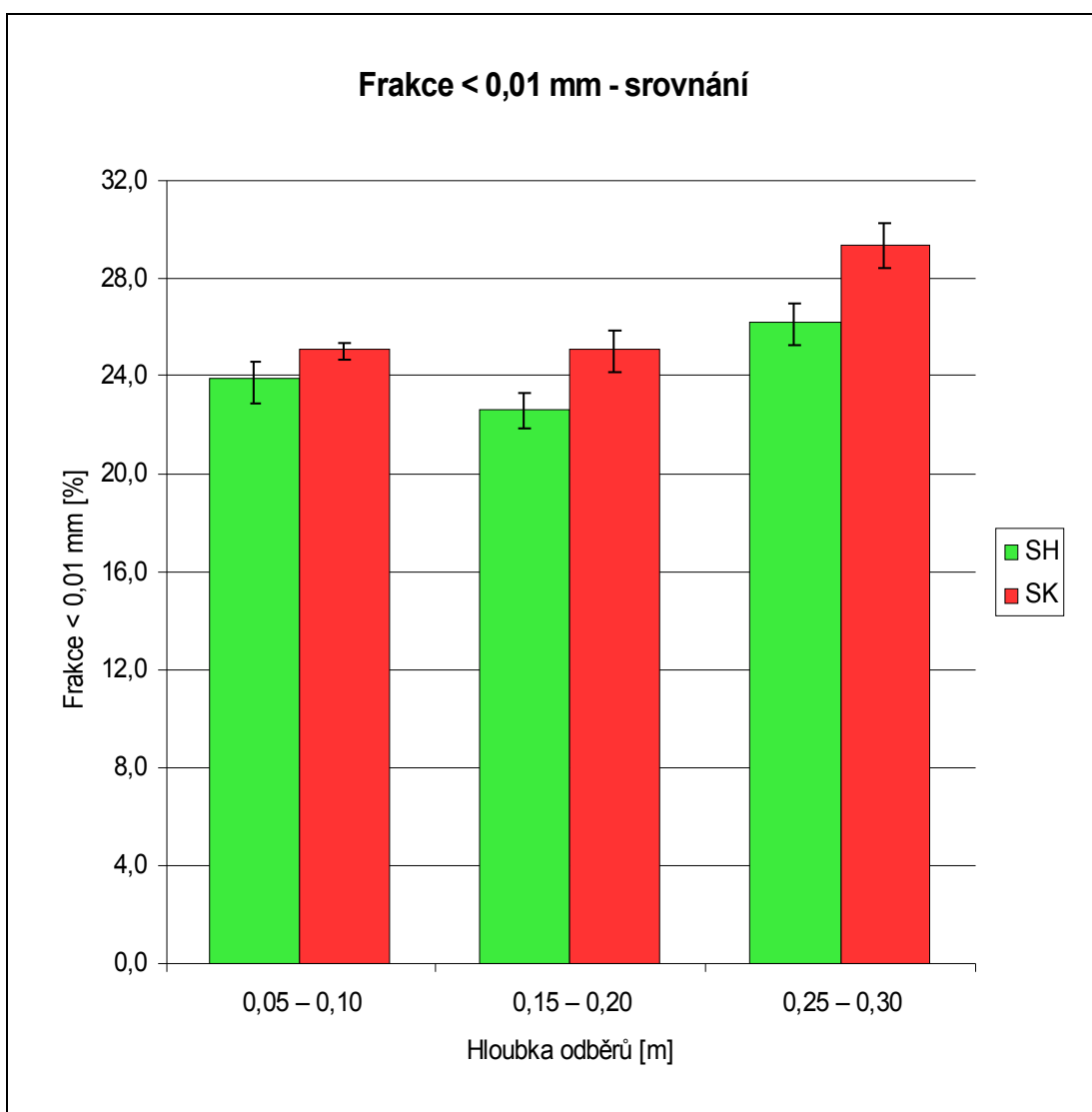
Graf č. 2: Průměrné hodnoty měrné hmotnosti – porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



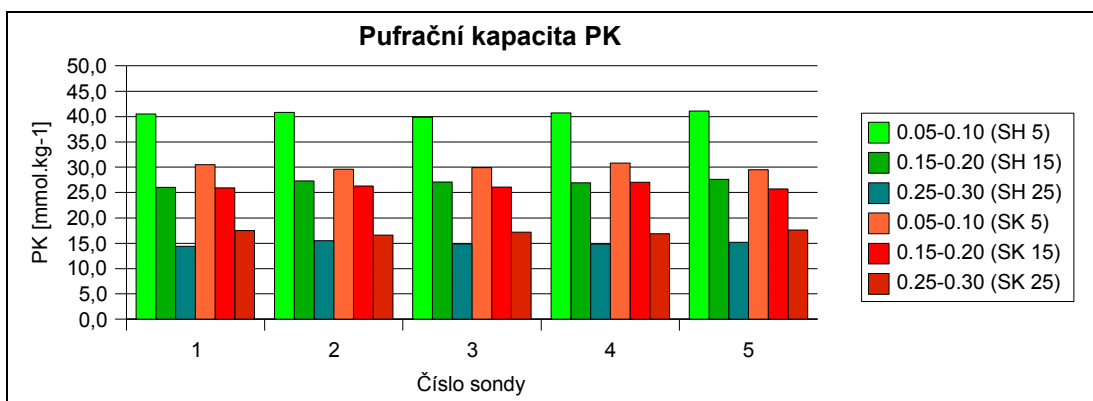
Graf č. 3: Přehled obsahu zrnitostní frakce < 0,01 mm v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



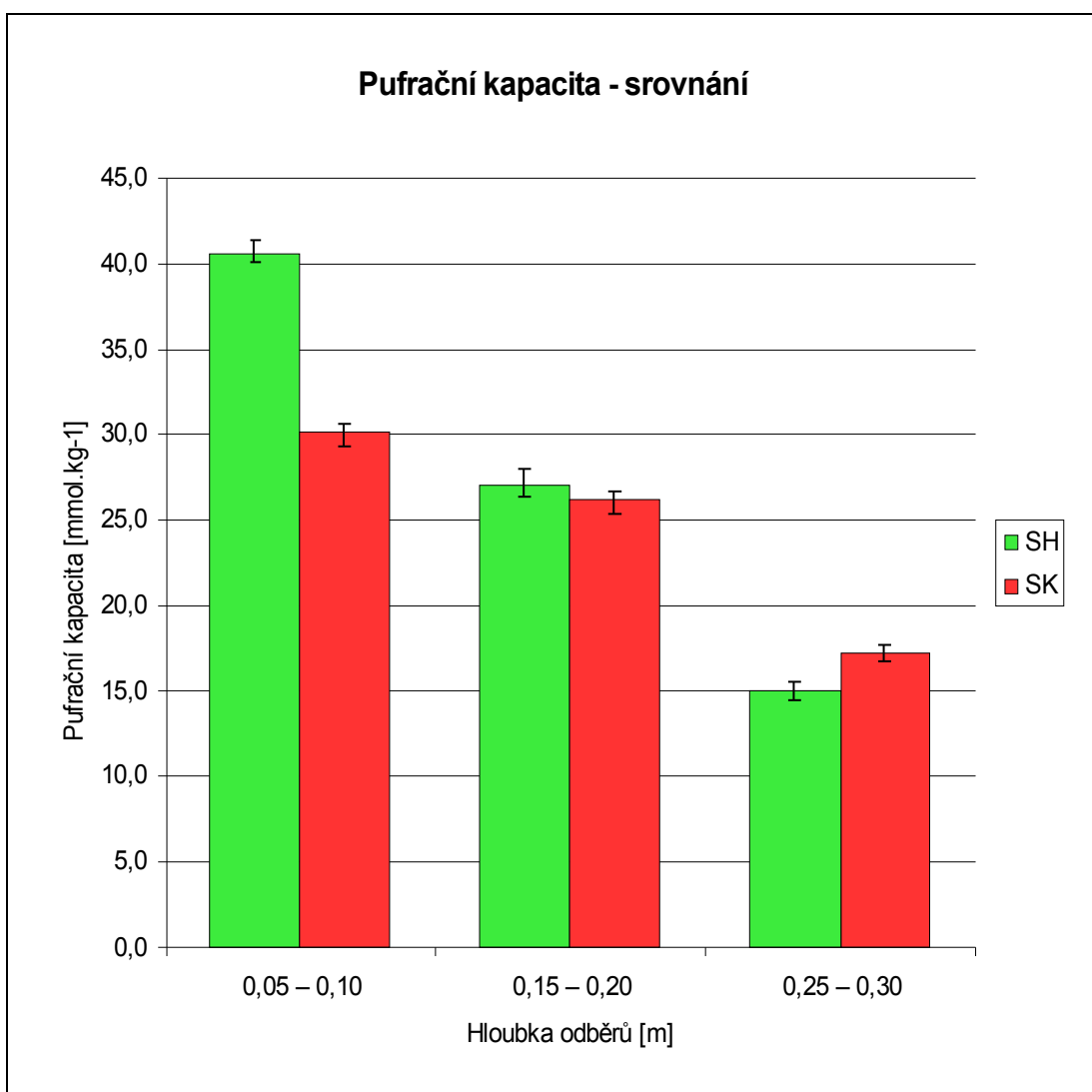
Graf č. 4: Průměrné hodnoty obsahu zrnitostní frakce < 0,01 mm – porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



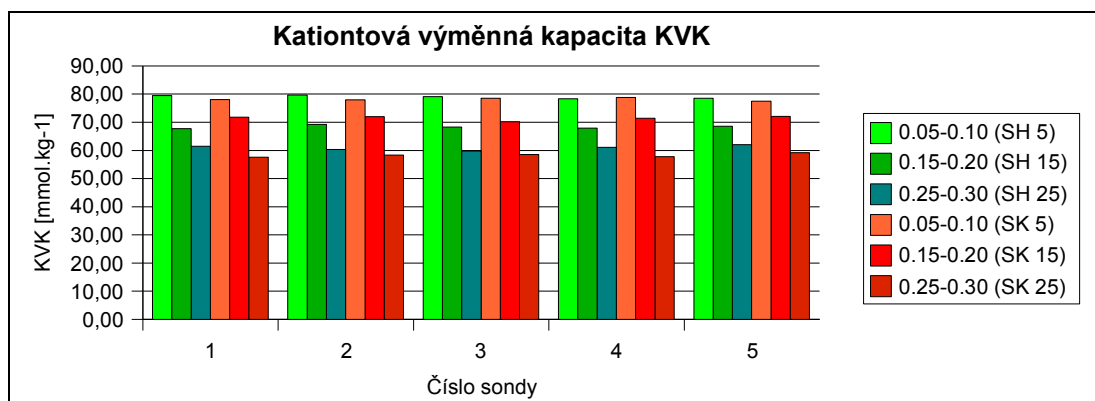
Graf č. 5: Přehled hodnot pufrální kapacity v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



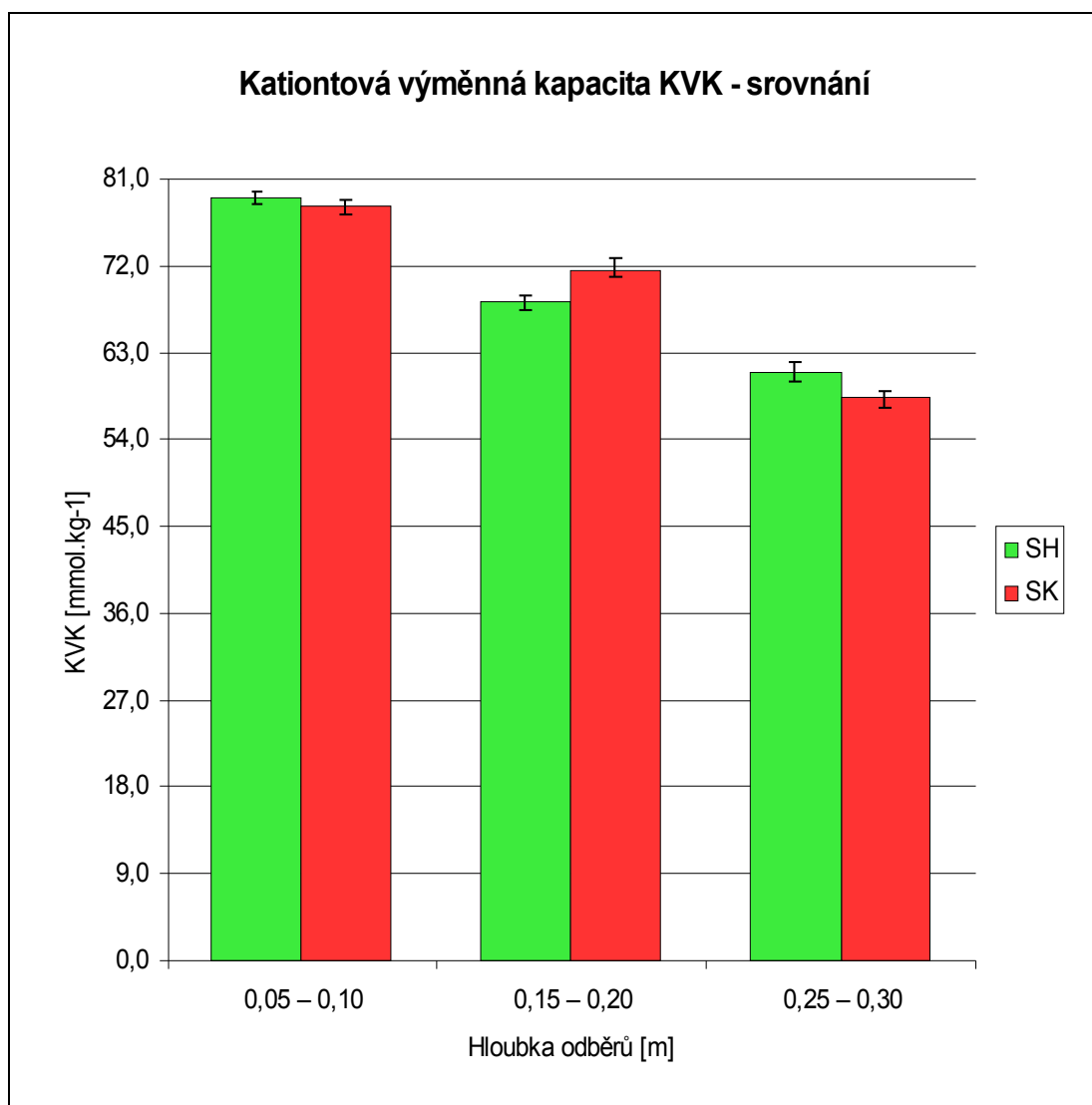
Graf č. 6: Průměrné hodnoty pufrální kapacity - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



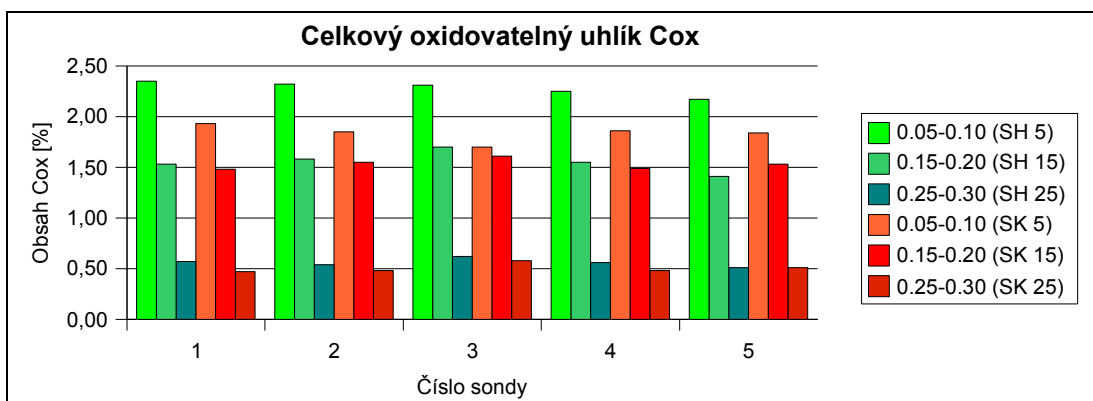
Graf č. 7: Přehled hodnot kationtové výměnné kapacity v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



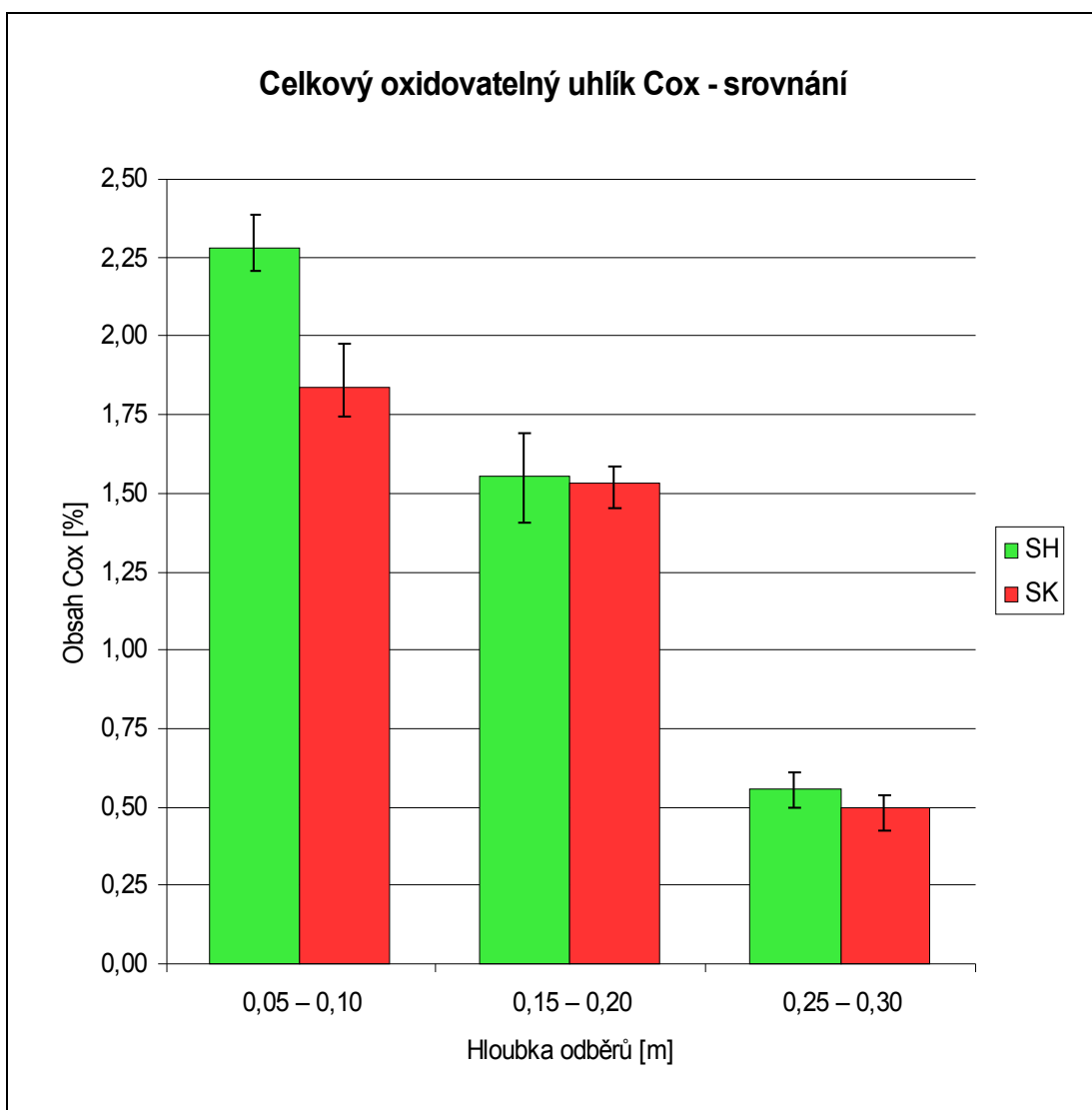
Graf č. 8: Průměrné hodnoty kationtové výměnné kapacity - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



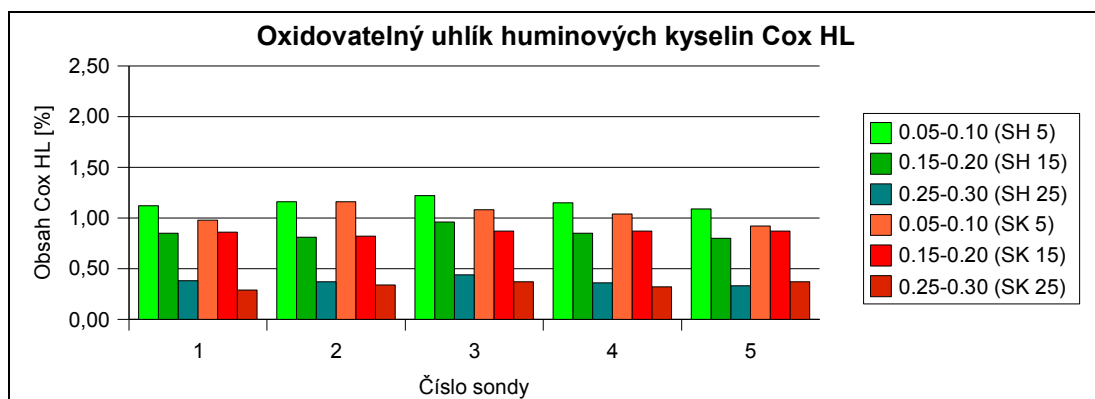
Graf č. 9: Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



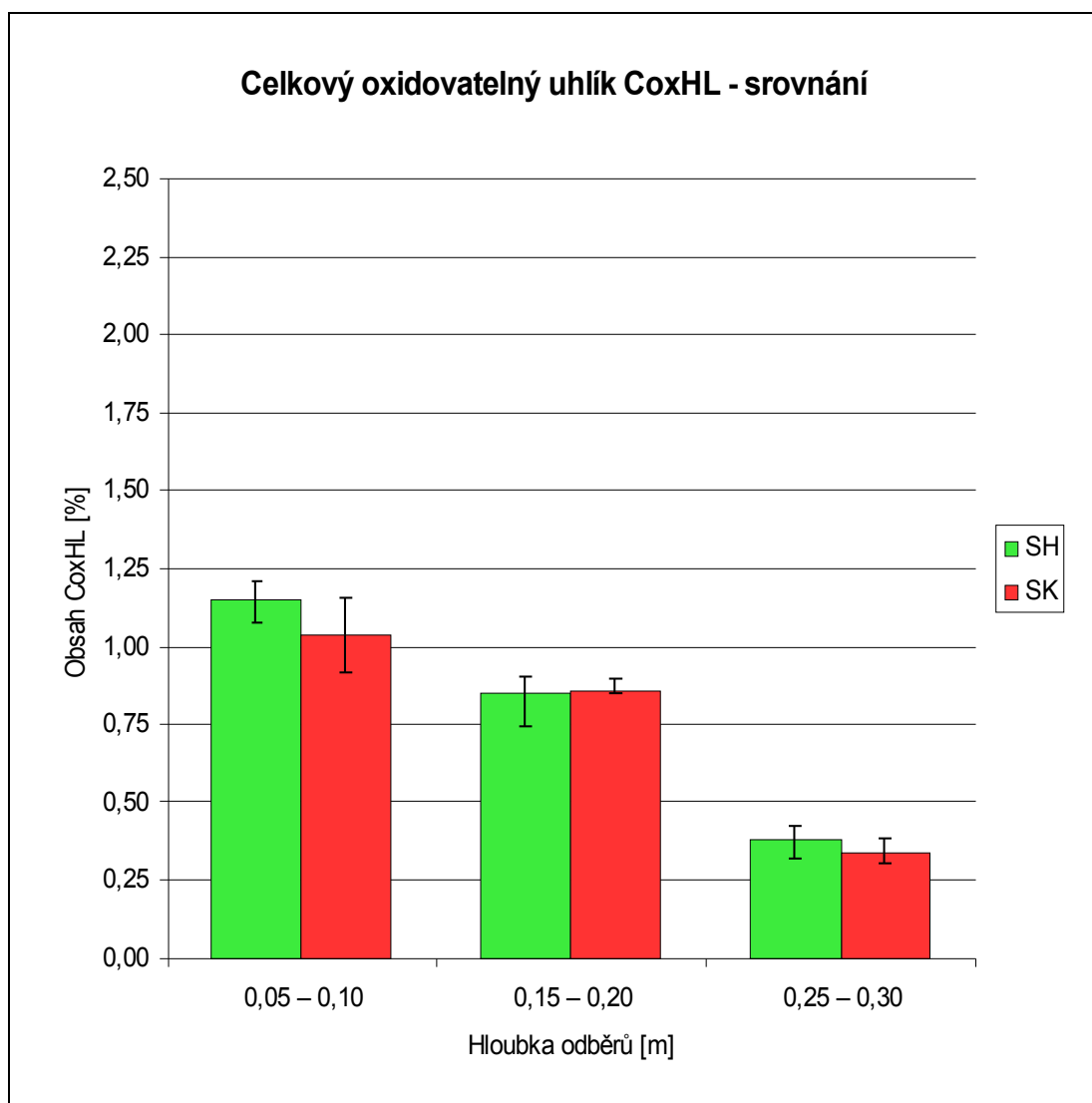
Graf č. 10: Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



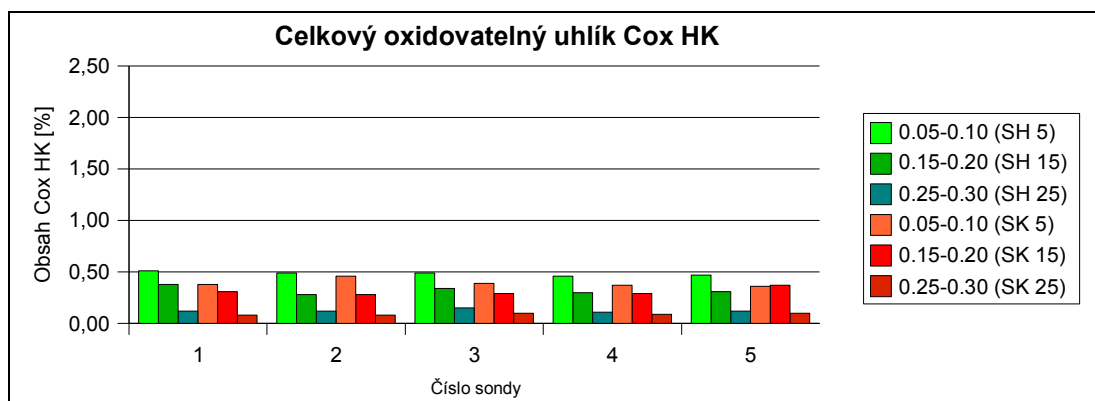
Graf č. 11: Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku humusových látek v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



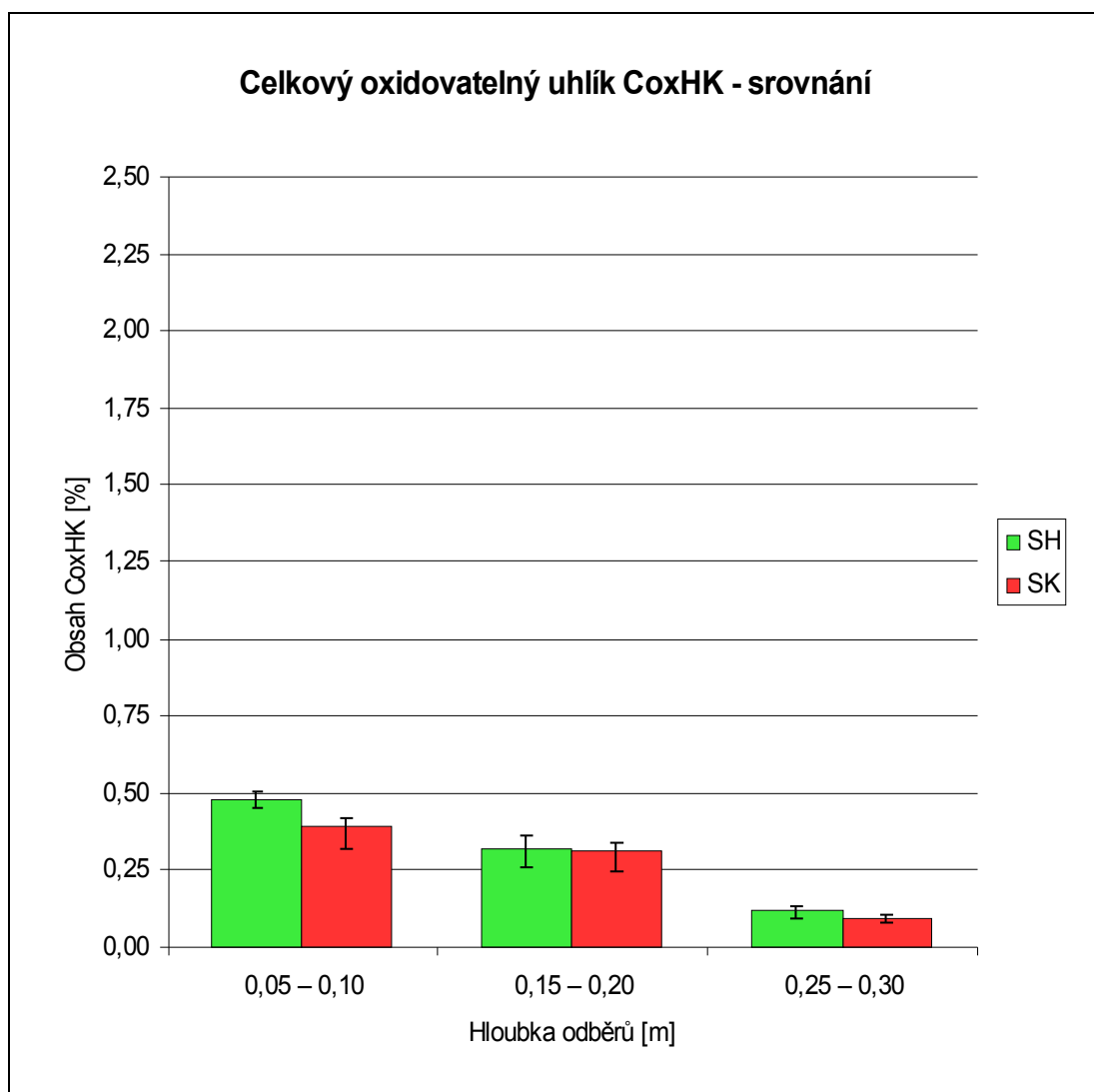
Graf č. 12: Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku humusových látek - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



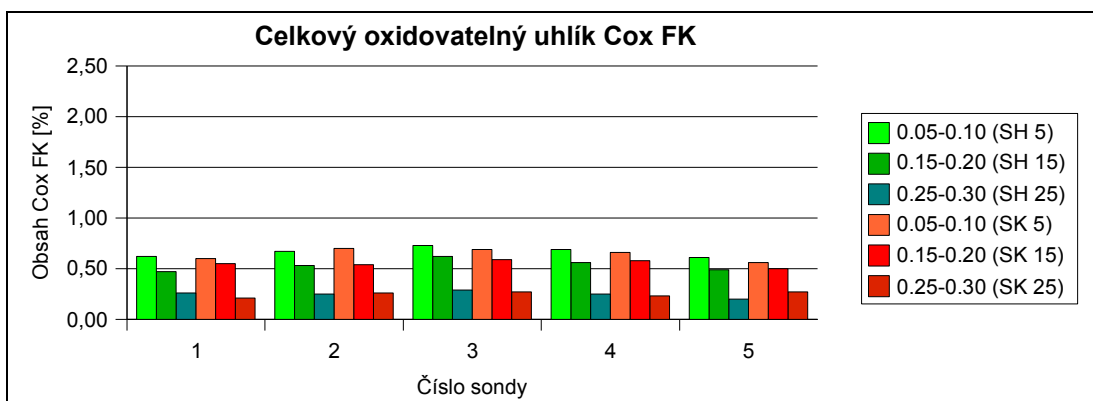
Graf č. 13: Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku huminových kyselin v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



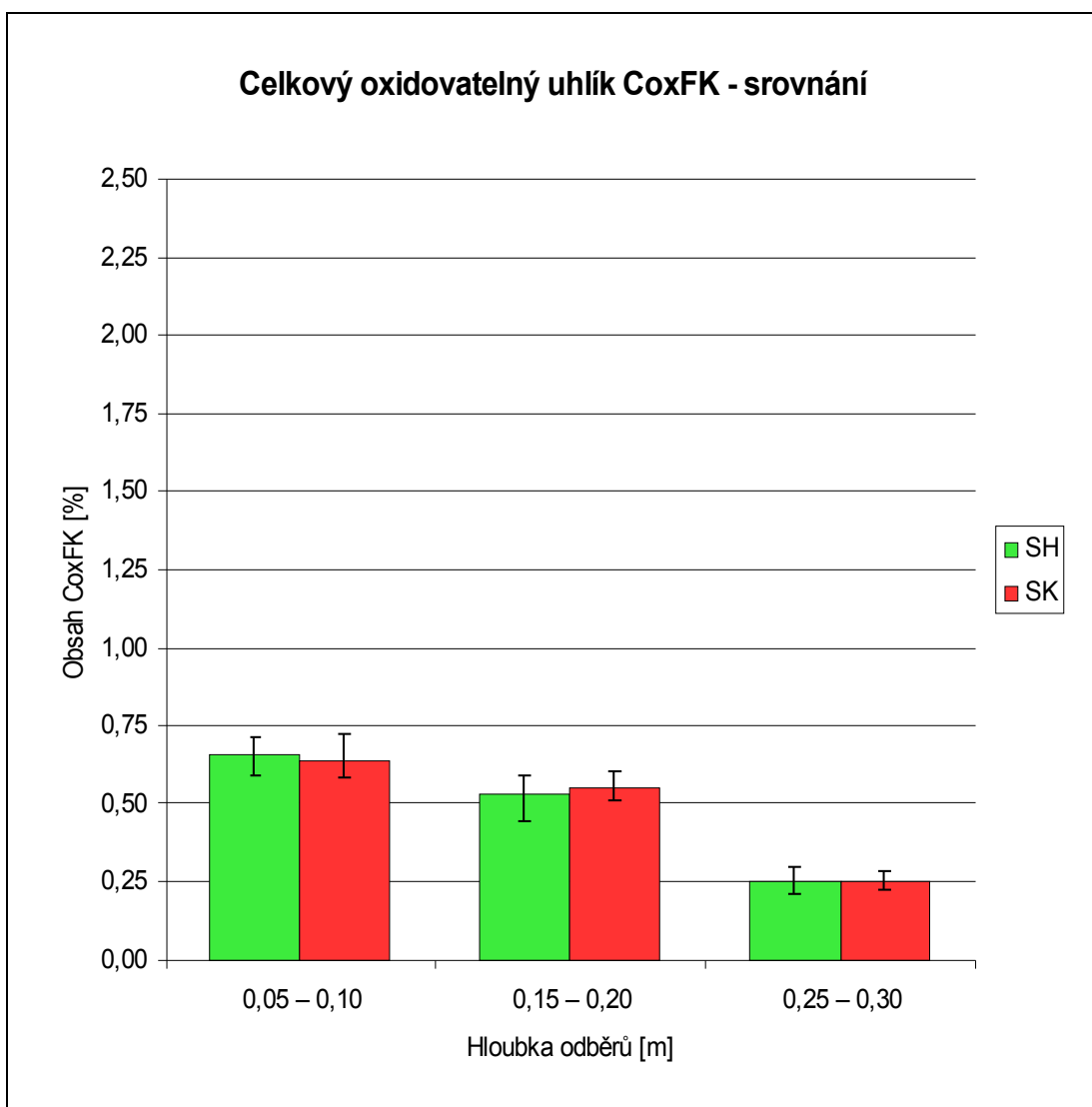
Graf č. 14: Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku huminových kyselin - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



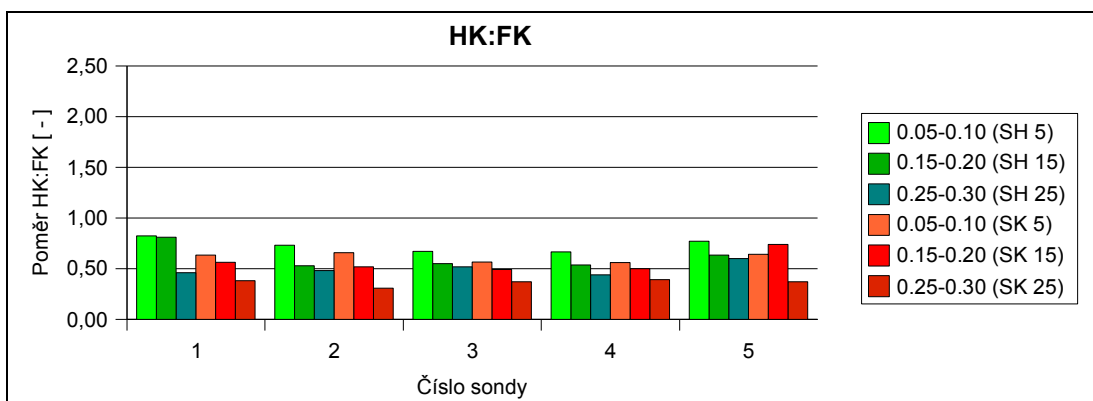
Graf č. 15: Přehled hodnot celkového oxidovatelného uhlíku fulvokyselin v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



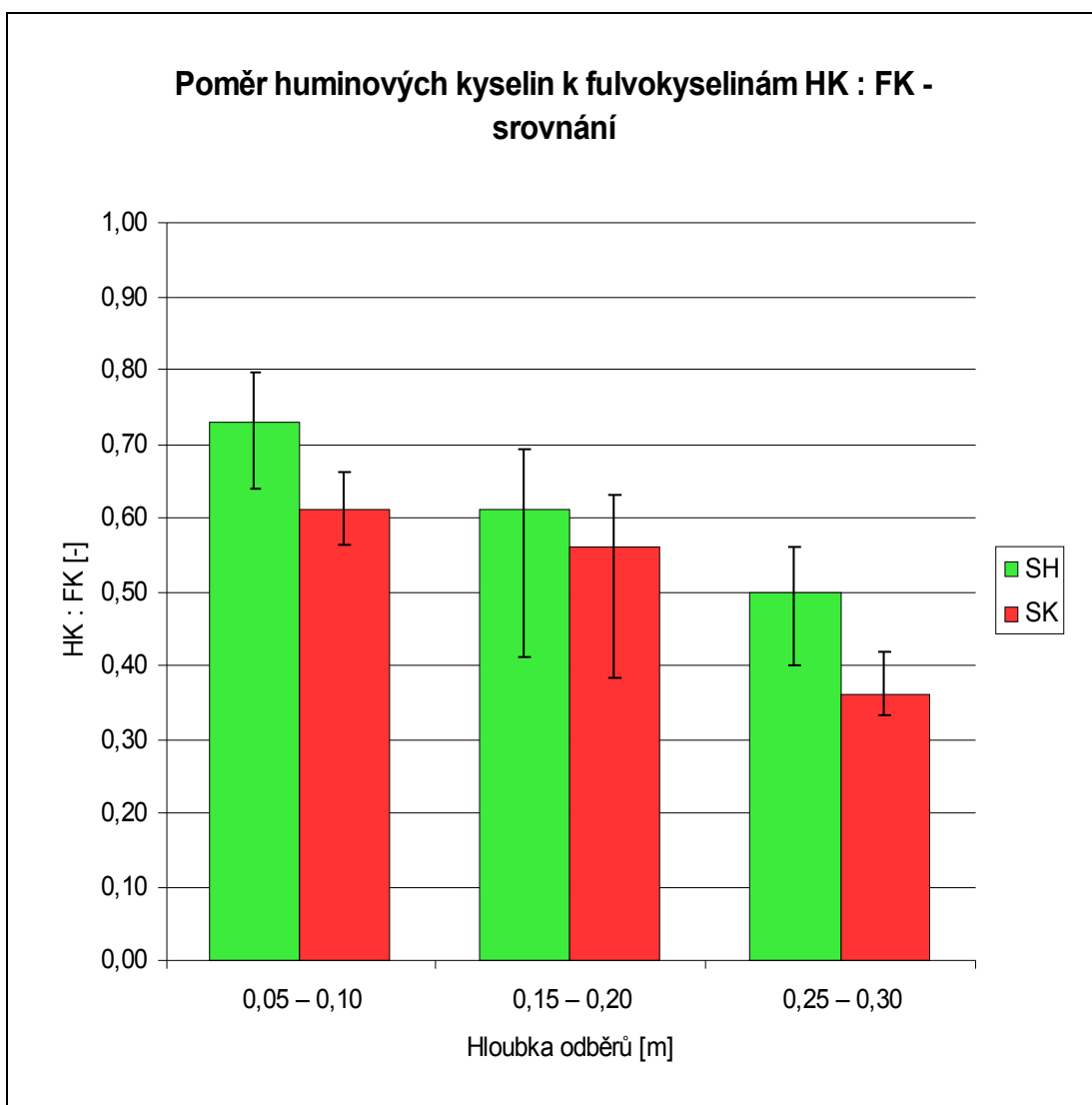
Graf č. 16: Průměrné hodnoty celkového oxidovatelného uhlíku fulvokyselin - porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



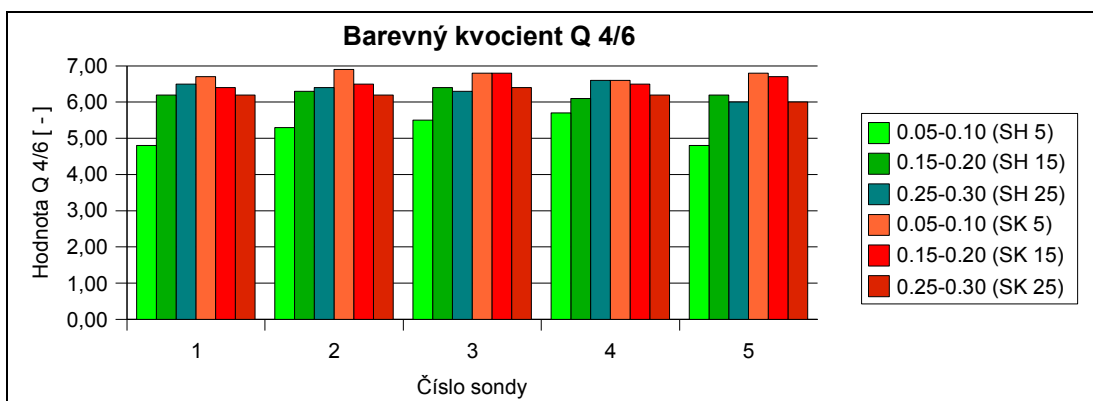
Graf č. 17: Přehled hodnot poměru huminových kyselin k fulvokyselinám v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování HK:FK



Graf č. 18: Průměrné hodnoty poměru huminových kyselin k fulvokyselinám porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování



Graf č. 19: Přehled hodnot barevného kvocientu v jednotlivých hloubkách a variantách zpracování



Graf č. 20: Průměrné hodnoty barevného kvocientu porovnání ve stejných hloubkách v obou variantách zpracování

