

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4131 Zemědělství

Studijní obor: Agropodnikání

Katedra: Katedra aplikovaných biotechnologií

Vedoucí katedry: prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Acidifikace českých půd a její nebezpečí

Vedoucí bakalářské práce: prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.

Autor: Jitka Daňhelová

České Budějovice, březen 2014

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2012/2013

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Jitka DAŇHELOVÁ**
Osobní číslo: **Z11493**
Studijní program: **B4131 Zemědělství**
Studijní obor: **Agropodnikání**
Název tématu: **Acidifikace českých půd a její nebezpečí**
Zadávací katedra: **Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií**

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

Cíl práce: Zhodnoťte acidifikaci českých půd a její perspektivu.

1. Proveďte literární rešerši o acidifikaci půd.
2. Zhodnoťte výroční zprávy ÚKZÚZ a údaje ve Statistických ročenkách, týkající se acidifikace!
3. S využitím učebnic pedologie vyslovte hypotézu, jaký bude další vývoj acidifikace českých půd a jaké skrývá nebezpečí.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby**
Rozsah pracovní zprávy: **30-40 stran**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná/elektronická**
Seznam odborné literatury:

Výroční zprávy ÚKZÚZ Brno.

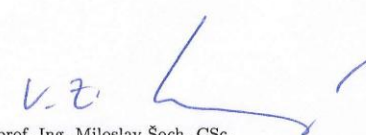
AGROBULLETIN ÚKZÚZ Brno.

Časopisy Soil Science, Plant, Soil and Environment, Geoderma, Journal of Soil Research 2000-2012.

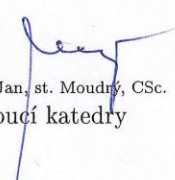
Rešerše z databází Státní zemědělské knihovny Praha, ÚVTI.

Vedoucí bakalářské práce: **prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.**
Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

Datum zadání bakalářské práce: **15. února 2013**
Termín odevzdání bakalářské práce: **15. dubna 2014**


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

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


prof. Ing. Jan, st. Moudrý, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 11. března 2013

PROHLÁŠENÍ AUTORKY

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Acidifikace českých půd a její nebezpečí" 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 bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, dne 30. 3. 2014 _____

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu své bakalářské práce, prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc., za poskytnutí cenných rad, za čas strávený při konzultacích a za metodické a odborné vedení.

Dále bych chtěla poděkovat své rodině za trpělivost a podporu při studiu.

Abstrakt

Tato práce je zaměřena na nebezpečí acidifikace půd v našich podmínkách a s tím související děje, které se negativně promítají do celého ekosystému i se sociálně-ekonomickými dopady pro celou společnost. Jsou zde popsány příčiny acidifikace, její hlavní projevy a negativní vlivy na půdní prostředí, rostliny a edafon. Půdní reakce hraje důležitou roli a vypovídá o kvalitě půdy dané lokality. Nebezpečí, které sebou acidifikace přináší, nepostihuje pouze zemědělskou oblast, ale je významné rovněž z ekologického hlediska, kdy posuzujeme vliv acidifikace na životní prostředí.

Zvýšení půdní kyselosti vede k vyluhování živin, ke zvýšení mobilizace toxických látek, narušení přirozených mikrobiálních procesů v půdě, umocňuje se vliv dalších degradačních procesů a půda mnohdy nenávratně ztrácí své přirozené funkce. Zmíněn je také vliv vápníku na půdu jako takovou i jeho role v příjmu živin rostlinami.

Práce se dále zabývá způsobem neutralizace kyselých půd, přičemž nejdůležitější roli v tomto ohledu hraje aplikace vápna na zemědělskou půdu. Vlivem vápnění se mění půdní vlastnosti jako je půdní úrodnost, půdní reakce, dostupnost živin, biologická aktivita a další.

Výrazný pokles používání vápenatých materiálů se projevuje od osmdesátých let dvacátého století. V rámci této studie jsou zhodnoceny výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za uplynulých dvacet let, přičemž z výsledků je patrný stále trvajícím sestupným trend vývoje pH.

Závěrem dochází ke zhodnocení uvedených informací, posouzení vlivů a doporučení nápravných a preventivních opatření.

Klíčová slova

Acidifikace půd, okyselování, půdní reakce, degradace, vápník, vápnění

Abstract

This work focuses on the dangers of acidification of the soil in our conditional environment, and the related events that have a negative reflection on the entire ecosystem, including the socio-economic consequences for the entire community as well. It describes the causes of soil acidification, its primary markers, and the negative impact on the soil environment, plants, and edaphon. Soil reaction plays an important role, and bears evidence of the quality of the soil in a given location. The dangers the soil acidification introduces do not only affect the field of agriculture, but is significant from an ecological perspective, where we can assess the influence of acidification on the environment.

An increase in soil acidity leads to leaching of nutrients from the soil, increased mobilisation of toxic substances, a disruption of natural microbiological processes in the soil, it enhances the effect of other degradational processes, and the loss of the natural processes of the soil is often irreversible. The effect of calcium on the soil and its role in plants' ability to absorb nutrients is also examined.

The work also deals with how to neutralise acidic soil, in which the application of calcium on agricultural soil plays the most important role. The effect of calcium changes the characteristics of the soil, such as soil fertility, soil reaction, availability of nutrients, biological activity, and others.

Since the 1980s, there has been a significant decrease in the use of calcium products. This study evaluated the results of agrochemical testing of agricultural soils for the past twenty years, in which the results show a clear, continuing decreasing trend in pH development.

The conclusion focuses on an assessment of the information, an evaluation of influences, and recommendations for corrective and preventative measures.

Key words

Acidification of soil, the process of acidity, soil reaction, degradation, calcium, liming

Obsah

1.	Úvod	9
2.	Půda	10
2.1	Složení půdy.....	10
2.2	Sorpční schopnost půdy	11
2.3	Půdní reakce	12
2.3.1	Půdní kyselost	13
2.3.2	Pufrační schopnost půdy.....	13
2.4	Degradace půdy	14
3.	Kyselost půdy.....	17
3.1	Zdroje okyselování	18
3.2	Negativní dopady acidifikace	19
3.2.1	Vliv acidity na rozpustnost solí a sloučenin	19
3.2.2	Vliv půdní kyselosti na organismy	21
3.2.3	Přístupnost živin v kyselých půdních podmínkách.....	22
3.3	Vápník a jeho význam	22
3.3.1	Příjem vápníku rostlinami.....	23
3.4	Neutralizace kyselých půd	23
3.4.1	Vápnění	24
3.4.2	Vápenatá hnojiva	26
4.	Zhodnocení situace v podmínkách České republiky.....	27
4.1	Vápnění v ČR	27
4.2	Agrochemické zkoušení zemědělských půd	28
4.3	Obsah přístupného vápníku (Ca) a výměnná půdní reakce	29
4.4	Porovnání vývoje půdní reakce v letech 1993 – 2013.....	31
5.	Závěr.....	33
6.	Seznam použité literatury.....	35

1. Úvod

Půda je jedním ze základních a nejdůležitějších zdrojů života na Zemi. Hraje klíčovou roli v životním prostředí jako takovém – umožňuje růst rostlin, které jsou producentem kyslíku a zároveň potravou pro živočichy, půda je útočištěm mnoha organismů. Podstatná je role půdy v koloběhu vody, živin a základních prvků, její funkce recyklační a rozkladná. Z uvedených i z mnoha dalších důvodů by měla být půda uctívána, náležitě chráněna a udržována v dobrém stavu pro další generace.

Člověk je na půdě závislý a do velké míry půdu ovlivňuje. Intenzivní rozvoj civilizace v minulém století způsobil nárůst požadavků člověka na půdu. Lidstvo zjistilo, že za pomoci různých průmyslových látek lze mnohonásobně zvýšit výnosy plodin. Intenzifikace zemědělství vedla k nadměrným výnosům, ale i k nadměrnému zatížení půdy jakožto přírodního zdroje. Potřeba udržet výnosy na určité úrovni vede k dalšímu dodávání podpůrných látek půdě i rostlinám a uzavírá se tak kruh, ve kterém stále stoupají nároky člověka na půdu. Nový trend ekologického zemědělství se snaží o přirozený návrat ke vzoru hospodaření našich předků a odmítá umělé zásahy do hospodaření. Takovýto způsob hospodaření ovšem není schopen plně pokrýt dnešní požadavky rostoucí civilizace postavené na ekonomických hodnotách spíše než na přirozené udržitelnosti. Oba zmíněné systémy mají svá pozitiva, ale i své nedostatky. Praxe i čas ukazuje, že zemědělce napříč všemi systémy by měl pojit stejný zájem, a tím je zachování všech funkcí půdy a půdní úrodnosti jako takové.

Půda je systém živý, neustále se vyvíjející a měnící. Podléhá ovšem i různým degradačním procesům, které jsou vlivem člověka umocněny. Některé procesy v půdě jsou proto narušeny a půda omezuje nebo přestává plnit jednu či více svých funkcí. Jedním z klíčových degradačních jevů je okyselení půdy. Acidifikace je v přirozeném smyslu plíživým procesem s negativními dopady, jejichž účinek se projevuje až v pozdním stádiu celého procesu. Acidifikaci podléhají všechny půdy, zemědělské i lesní.

V této práci jsem se zaměřila primárně na půdy zemědělské. Rešerší prací různých autorů se pokusím rozkrýt procesy vedoucí k acidifikaci a zdůraznit rizika, která sebou přináší. Porovnáním vývoje výsledků agrochemického zkoušení zemědělských půd a zhodnocením této problematiky se pokusím dospět k pokud možno shrnujícímu názoru tohoto fenoménu. Na základě zjištěných skutečností se pokusím navrhnout možná řešení či alespoň dílčí postupy péče o půdu, vedoucí k nápravě tohoto degradačního procesu.

2. Půda

Půda vzniká dvěma základními pochody (Šantrůčková, 2001) – zvětráváním mateční horniny a rozkladem organické hmoty. Působením chemických, fyzikálních i biologických vlivů dochází k narušení mateční horniny, která se rozpadá na různě velké částice. Během tohoto zvětrávání se do půdního prostředí uvolňují živiny a minerální látky, které jsou následně využívány jako zdroj výživy a přeměňovány rostlinami a půdními organismy. Další látky se do půdy dostávají rozkladem odumřelých těl živočichů a rostlin. Půda je systém složitý, úzce spojený s okolním prostředím (Richter, 1996). Právě proto je tento systém snadno zničitelným, ale obtížně obnovitelným přírodním zdrojem.

2.1 Složení půdy

Půdní systém (Richter, 1996) je složený ze tří fází – tuhé, kapalné (voda a v ní rozpuštěné látky - půdní roztok) a plynné (půdní vzduch s vyšším obsahem CO₂ a nižším obsahem kyslíku).

Tuhá fáze (Richter, 1996) má *podíl minerální* (95-98% z tuhé fáze půdy) a organický (2-5% z tuhé fáze). Z minerálního podílu půdy jsou nejpodstatnější jílové minerály, které představuje hlavně křemík (Si), hliník (Al), kyslík (O) a vodík (H). V menší míře je zde obsažen vápník (Ca), hořčík (Mg), draslík (K), železo (Fe) a další prvky. Další významnou složkou minerálního podílu jsou oxidy a hydroxidy, vznikající zvětráváním primárních minerálů (živec, křemen, slída, aj.) nebo mineralizací organických látek. Jedná se především o oxidy a hydroxidy železa, hliníku a křemíku. Primární minerály jako takové, jsou obsaženy v půdě ve formě větších částic a podléhají pomalým zvětrávacím procesům.

Organický podíl (rostlinné zbytky, organická hnojiva, půdní edafon) má sice poměrně malé zastoupení, zato však velkou měrou ovlivňuje půdní úrodnost. Významnou podsložkou organického podílu je humus. Humus vzniká chemickými a biologickými procesy z odumřelé biomasy a významně ovlivňuje procesy v půdě, jako je vzdušný, vodní či teplotní režim půd, struktura, koloběh a sorpce živin (Novotná a kol., 2001).

Kapalná fáze půdy (Smolík L., 1957) zahrnuje všechny formy půdní vody - půdní voda jako kapalina, led i vodní páry. Voda je hlavní činitel, ovlivňující fyzikální, chemické, biochemické i biologické pochody. Voda prosakující do půdy působí na

půdní částice svými ionty H^+ a OH^- , a protože je ve vodě přítomen i oxid uhličitý (CO_2), působí voda jako zředěný roztok kyseliny uhličitě. V tomto roztoku je vyšší obsah vodíkových iontů H^+ . Pojem půdní roztok zahrnuje vodu, obohacenou různými ionty a molekulami pevných látek a plynů.

Půdní voda plní nezastupitelnou funkci v transportu živin směrem ke kořenům rostlin (Richter, 1996). Je rovněž příčinou ztrát živin vyplavením do spodních vrstev. V půdním roztoku jsou z minerálních látek obsaženy zejména kationty K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . Významné jsou i rozpuštěné sloučeniny hliníku (Al^{3+}) a železa (Fe^{3+}). Půdní roztok obsahuje dále záporně nabitě částice, kterými jsou hydrogenuhličitany (HCO_3^-), nitráty (NO_3^-), chloridy (Cl^-), sírany (SO_4^{2-}) a dihydrogenfosforečnany ($H_2PO_4^-$). Obsah ostatních prvků dosahuje velmi nízkých koncentrací.

Plynná fáze, tedy půdní vzduch, vyplňuje všechny volné prostory v půdě, které nejsou vyplněny vodou. Vzduch s vyšším obsahem oxidu uhličitého a menším obsahem kyslíku je stálou součástí půdy (Richter, 1996). Množství půdního vzduchu (Novotná a kol., 2001) závisí na struktuře půdy, pórovitosti i obsahu vody v půdě. Ve vyšších polohách je více znatelný obsah kyslíku, v nižších polohách oproti tomu stoupá zastoupení oxidu uhličitého. Významný je i podíl čpavku (NH_3), který vzniká mineralizací organických látek (Richter, 1996). Půdní vzduch významně ovlivňuje biologickou aktivitu.

2.2 Sorpční schopnost půdy

Sorpční schopnost patří mezi nejdůležitější vlastnosti půdy z hlediska vazby živin. Jedná se o schopnost tuhé fáze půdy poutat ionty nebo celé molekuly látek z půdního roztoku (Richter, 1996). Takto vázané živiny tvoří zásobu lehce přístupných živin pro rostliny. Rozlišována je sorpce mechanická, chemická, fyzikálně chemická, chemická a biologická. Každá forma poutá živiny jiným způsobem, což vede k tomu, že ionty nejsou vázány stejnou intenzitou. Některé ionty mohou vytlačit jiné ionty poutané v sorpčním komplexu a tak zaujmout jejich místo.

Půda udržuje rovnováhu mezi kationty v půdním roztoku a kationty poutanými na sorpční komplex (Richter, 1996). Protože rostliny přirozeně odčerpávají živiny a tím rovnováhu narušují, vyrovnává se poměr uvolněním iontů ze sorpčního komplexu. Naopak hnojením a mineralizací organické hmoty je zvýšený obsah živin v půdním roztoku vyrovnán dosycením sorpčního komplexu.

Dobrou sorpční schopnost půd zajišťuje vysoký obsah humusových a jílových látek (Richter, 1996). Sorpční schopnost lehčích půd se tak může pozitivně ovlivnit dodáním organického hnojení, jílových minerálů a vápněním.

2.3 Půdní reakce

Půdní reakce je chemická vlastnost půdy (Flohrová, 1997), která je běžně vyjadřována pomocí pH. Tato vlastnost ovlivňuje řadu pochodů, jako je vývoj půd, složení a aktivita půdních organismů, dostupnost živin pro rostliny, růst a vývoj rostlin apod. Působí tedy přímo i nepřímo (Vaněk a kol., 2005) na rostliny a jejich vitalitu, spolurozhoduje o tom, jakého bude dosaženo výnosu a kvality rostlinné produkce.

pH (Richter, 1996), je ovlivněno koncentrací a aktivitou vodíkových iontů (H^+) v půdním roztoku. Existují dvě formy půdní reakce (Novotná a kol., 2001) – aktivní a výměnná. *Aktivní půdní reakce* udává koncentraci H^+ iontů ve vodném roztoku, *výměnná půdní reakce* se stanovuje v roztoku neutrální soli (chlorid draselný KCl, chlorid vápenatý $CaCl_2$) a udává koncentraci H^+ iontů obsažených nejen v půdním roztoku, ale i uvolněných H^+ iontů vázaných na půdní koloidy (Vaněk a kol., 2005). Vzhledem k tomu, že výměnná acidita závisí na podílu silně vázaných kyselých kationtů (H^+ , Al^{3+}), její variabilita v čase je menší a měřené hodnoty jsou stabilnější (Hruška, Ciencala, 2002). Z pohledu výživy rostlin je nejvýznamnější výměnná půdní kyselost (Richter, 1996).

Každá půda, bez ohledu na půdní typ a druh, může mít reakci kyselou, neutrální či zásaditou (Flohrová, 1997).

Tabulka č. 1. Kritéria pro hodnocení půdní reakce

Hodnota pH	Půdní reakce
do 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
nad 7,7	silně alkalická

Zdroj: Hodnotící zpráva agrochemického zkoušení zemědělských půd v období 2007-2012

Kyselé močálovité půdy vykazují extrémně nízké hodnoty pH, reakce podzolových půd kolísá mezi pH 4 – 6 (Flohrová, 1997). Černozemě mají pH

v rozmezí od 5,8 do 7,8. Nejvyšší pH pak vykazují půdy s vyšším obsahem uhličitanu hořečnatého a sodného.

2.3.1 Půdní kyselost

Půdní kyselost je dána zvýšenou koncentrací vodíkových iontů H^+ v půdním roztoku, zatímco koncentrace iontů OH^- se snižuje (Bujnovský, Holobradý, 1997). Vaněk a kol. (2005) rovněž uvádějí, že se při kyselé reakci zvyšuje podíl H^+ iontů a snižuje se podíl Ca^{2+} v sorpčním komplexu. Půdní struktura přestává být stabilní, koloidní částice se dávají do pohybu, tvoří se půdní škraloup, vzcházivost rostlin je omezena.

Bazické kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) jsou z hlediska půdní kyselosti nejdůležitější skupinou kationtů (Hruška, Ciencala, 2002). Jsou schopny bránit okyselování půdního prostředí, protože jsou schopny po určitou dobu neutralizovat kyselé vstupy do půdy. V půdě jsou bazické kationty obsaženy v sorpčním komplexu půd, kde jsou vázány iontově-výměnnými silami na povrchu jílových minerálů nebo v karboxylových skupinách přírodních organických kyselin (humínových kyselin a fulvokyselin).

2.3.2 Pufruční schopnost půdy

Tlumivost neboli pufruční schopnost půdy je jednou z jejích základních charakteristik – jedná se o schopnost půdy odolávat náhlým vlivům kyselin a zásad, které by ovlivnily její pH (Richter, 1996). Jakmile do půdního prostředí vstoupí kyselé látky, dochází pomocí ústojných systémů k jejich neutralizaci. Stejně tak je tomu i v případě zásaditých vstupů. Tato schopnost však funguje jen do určité míry.

Pokud jsou v půdním roztoku a ve výměnném sorpčním komplexu obsaženy slabé kyseliny a jejich soli se silnými zásadami nebo slabé zásady a jejich soli se silnými kyselinami, vykazuje půda dobrou ústojčivou schopnost. Nejvýznamnější je v této souvislosti kyselina uhličitá, dále pak fosfáty, křemičitany, koloidní alumosilikáty a jílové minerály (Flohrová, 1997).

Na pufruční schopnosti půdy se významně podílí i humus, který je silně nasycen bázemi vápníku a hořčíku, tudíž snadno odstraňuje vznikající kyselost výměnou bází za H^+ z půdního roztoku (Richter, 1996). Půdy, které obsahují alespoň 0,5 % $CaCO_3$ a 2% humusu, vykazují většinou dobrou tlumivou schopnost.

Stálá hodnota pH, ale i náhlé a výrazné výkyvy z normy, do velké míry ovlivňují růst a vývoj rostlin (Flohrová, 1997). Úprava půdní reakce je proto snahou o dosažení optima, tedy neutrálního pH - tzn. u kyselých půd je snaha o zvýšení pH, u alkalických půd hodnotu pH snižujeme. V našich podmínkách se jedná především o úpravu kyselých půdní reakce.

Tlumivou schopnost půdy můžeme ovlivnit vápněním a dodáváním organické hmoty (Richter, 1996).

2.4 Degradace půdy

Vznik a vývoj půdy je proces (Šantrůčková, 2001), který trvá desítky až stovky let. Lidskou činností může být půda znehodnocena během mnohonásobně kratší doby. Degradaci půdy (Šarapatka, Dlapa, Bedrna, 2002) rozumíme stav, kdy půda vykazuje změnu fyzikální, chemické či biologické hodnoty a přestává plnit jednu nebo více ze svých základních funkcí.

Složení a stav půdy se mění působením přirozených vlivů, ale je významně ovlivněno i působením člověka. Brtnický (2012) rozděluje degradaci na kvantitativní (zábor půdy, desertifikace) a kvalitativní. Mezi nejvýznamnější formy kvalitativní degradace zahrnuje vodní a větrnou erozi, zasolení, úbytek organické hmoty, pedokompakci, ztrátu biologické aktivity a v neposlední řadě acidifikaci, čili okyselení půdy. Jednotlivé typy degradace se navzájem ovlivňují a zvyšují náchylnost k dalším degradačním procesům.

Kvantitativní degradace

Zábor půdy - čili zastavování zahrnuje rozšiřování sídel a městské zástavby, budování dopravní infrastruktury. Půda je zakryta nepropustnými materiály, jako je beton a asfalt, čímž dochází ke ztrátě či potlačení jejích přirozených funkcí. Následkem je menší dostupnost úrodných půd pro naši i budoucí generaci. Tato forma degradace nabírá v posledních letech stále většího významu (Brtnický, 2012).

Desertifikace - Vlivem desertifikace (Šarapatka, Dlapa, Bedrna, 2002) dochází k přeměně produktivní půdy na půdu neproduktivní. Touto formou degradace jsou ohroženy půdy v nehumidních oblastech. Mezi nejčastější příčiny způsobující desertifikaci patří nadměrná pastva, povrchová těžba bez následné úpravy krajiny, nadměrné utužení půdy technikou, apod. Půdy podléhající desertifikaci vykazují nižší biologickou aktivitu a jsou více náchylné k větrné a vodní erozi.

Kvalitativní degradace

Eroze je velmi významným druhem půdní degradace (Brtnický, 2012). Jedná se o soubor procesů, při kterých je vodou, větrem či ledem narušen půdní povrch a následně dochází k odsunu půdní hmoty na jiná místa. Tento proces je přirozený a nelze ho plně zastavit. Vlivem člověka se však erozní pochody urychlují a dochází tak k nežádoucí zrychlené erozi půdy. Eroze je v jistých aspektech pozitivním půdotvorným procesem – dochází k narušení mateční horniny a vlivem dalšího zvětvávání se uvolňují do půdy žádoucí látky. V tomto případě se ovšem jedná o děj dlouhodobý a pomalý. Na zemědělské půdě však eroze způsobuje odplavení nejurodnější části půdy - ornice. Erozi dochází ke změně fyzikálních i chemických vlastností půdy. Z fyzikálních změn zaznamenáváme změnu struktury a zrnitostního složení, infiltrační schopnost půdy, pórovitost atd. Chemické změny jsou způsobeny ztrátou humusu, minerálů, organické hmoty. Rostliny pěstované v erodované půdě mají prokazatelně nižší klíčivost, slabé kořeny, celkové výnosy atd.

Nejvýznamnější je vodní eroze (Šarapatka, Dlapa, Bedrna, 2002), která ohrožuje cca 50% zemědělské půdy. Větrná eroze ohrožuje 28%. Setkáváme se ale i s erozí biologickou (vliv býložravců na půdu), ledovcovou a sněžnou (v horských oblastech). Různými protierozními opatřeními můžeme erozi zpomalit a chránit tak ohroženou půdu, úplně zastavit erozi je ale nemožné.

Úbytek organické hmoty v půdě zvyšuje riziko zranitelnosti acidifikací a erozí, produkční schopnost půdy se snižuje, poutání živin je omezeno, filtrační schopnost půdy je nižší, mobilita kontaminujících látek je vyšší. Úbytkem organické hmoty dochází ke snížení obsahu organického uhlíku, půdních mikroorganismů, i k omezení pufrační schopnosti půdy (Brtnický, 2012). Ke ztrátám dochází působením vodní a větrné eroze, nedodáváním organické hmoty do půdy při intenzivní produkci, zvýšenou mineralizací a působením více negativních vlivů najednou.

Utuzování půdy čili pedokompakce je negativní jev, při kterém dochází k narušení fyzikálních vlastností půd (Brtnický, 2012) – rozpadá se půdní struktura, snižuje se pórovitost a tím se zvyšuje objemová hmotnost, půda má omezenou schopnost infiltrace vody a sníženou retenční vodní kapacitu, což zvyšuje ohrožení orné půdy erozí. V závislosti na stupni utužení se snižují výnosy hospodářských plodin – omezení vzcháživosti, kořeny rostlin nemohou prorazit utuženou vrstvu a nedochází tak k potřebnému nárůstu kořenového systému, vzhledem ke sníženému množství vody v půdě je zhoršena dostupnost živin. Lhotský (2000) uvádí, že v České republice je 45% zemědělských půd ohroženo utužením. Genetické utužení je přirozený proces, ke kterému dochází u těžších půd s nižším obsahem humusu,

zatímco antropogenní utužení je důsledkem působení těžkých mechanizačních prostředků a postihuje všechny půdní typy. Pedokompakce působí nepříznivě i na edafon (Šarapatka, Dlapa, Bedrna, 2002).

Zasolení - Množství solí (Richter, 1996) v půdním roztoku se u jednotlivých půd liší. Běžný je obsah solí 0,05%. Vyšší koncentrace solí (nad 0,2%) v půdním roztoku negativně ovlivňuje rychlost růstu rostlin, listy rostlin jsou malé a tmavozelené. Nadzemní část rostlin je neúměrná k velikosti kořenové hmoty. Citlivěji reagují mladé rostliny. Rozlišují se primární a sekundární příčiny zasolení (Šarapatka, Dlapa, Bedrna, 2002). Pokud je v půdotvorném substrátu vysoký podíl ve vodě rozpustných solí, jedná se o primární, tedy přirozenou příčinu zasolení. Stejně je tomu v případě silně mineralizované podzemní vody. Za sekundární příčiny zasolení považujeme aplikaci nekvalitní závlahové vody, solení vozovek, nadměrné hnojení průmyslovými hnojivy či zvýšení hladiny mineralizované podzemní vody. Je zřejmé, že přirozené zasolení podstatně ovlivňuje zasolení sekundární, čímž je tento degradační proces na některých půdách urychlen.

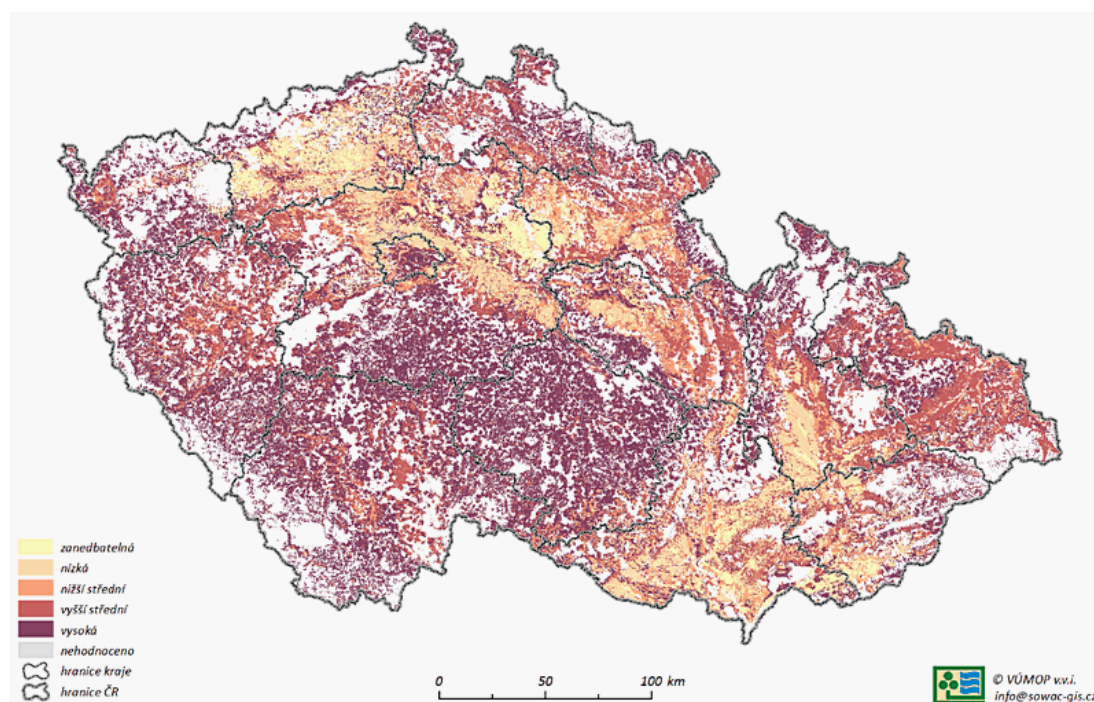
Acidifikace je jedním ze závažných degradačních procesů, při kterém dochází k pozvolnému snižování hodnoty půdní reakce tj. okyselování půdy (Pírková, Vopravil, Smolíková, 2013). Obecně lze říci, že jde o důsledek tvorby kyselin v půdě nebo jejich přisunu zvenčí (Hruška, Ciencala, 2002). Acidifikací je definován stav snížení pufrční schopnosti půdy (Brtnický a kol., 2012).

3. Kyselost půdy

Acidifikace je přirozený půdní proces (Brady, Weil, 2002), ovlivňující růst a vývoj všech organismů, které v půdě žijí - rostlin, zvířat a mikroorganismů. Je způsobena (Šarapatka, Dlapa a Bedrna, 2002) výkyvem kyselinové či zásadové kapacity půdy a ovlivňuje rovněž přístupnost živin a jejich pohyb v půdě, tvorbu a kvalitu humusu a další půdotvorné procesy. Okyselením půdního prostředí na určitou hranici (Brtnický a kol., 2012) dochází ke ztrátě bazických kationtů a uvolňování hliníku a železa (Al^{3+} , Fe^{3+}). Hlinité kationty (Al^{3+}) mohou existovat pouze v kyselém roztoku. Pokud je pH vyšší než 5,5, Al^{3+} se vysráží ve formě $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Acidifikace je stav dlouhodobý a kumulativní (Hruška, Ciencala, 2002), který se dynamicky vyvíjí. Teprve po určité době se projevují příznaky procesů, které již dlouho skrytě probíhají. Každá půda dokáže přirozeně odolávat acidifikaci (Pírková, Vopravil, Smolíková, 2013) účinkem pufrční schopnosti. Avšak dlouhodobým působením kyselých vstupů bez zásahů vedoucích k jejich neutralizaci dochází k degradaci půdy se všemi důsledky.

Obrázek č. 1. Potencionální zranitelnost půd acidifikací v ČR



Zdroj: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1886>

3.1 Zdroje okyselování

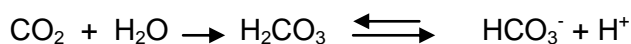
Zdroje jsou rozdělovány na přirozené a antropogenní. Ve většině případů působí několik forem zároveň.

Mezi **přirozené procesy**, které mají za následek zvýšenou kyselost či zásaditost půd, je řazena illimerizace (posunu jílu níže profilem půdy) a podzolizace, zvláště v humidnějších (vlhčích) podmínkách. Proces acidifikace ovlivňuje i klima dané lokality a vodní režim půd (Pírková, Vopravil, Smolíková, 2013). Přirozené důvody degradace jsou celkem zanedbatelné, neboť mají pomalý a pozvolný nástup a průběh, takže organismy mají dostatek času přizpůsobit se daným podmínkám (Šarapatka, Dlapa a Bedrna, 2002).

Důležitou roli při náchylnosti půdy k acidifikaci hraje charakter matečného substrátu. Půdy vyvinuté z kyselých matečných substrátů (ruly, žuly, svory) mají nízké zastoupení bazických iontů v sorpčním komplexu a proto se snáze a rychleji okyselují, zatímco půdy vyvinuté z „vápnitých“ matečných hornin bohatých na uhličitany (spraše, slíny, vápence) snadněji neutralizují kyselé vstupy uvolněním bazických iontů ze svého sorpčního komplexu (Pírková, Vopravil, Smolíková, 2013).

Mezi další procesy, při kterých jsou do půdního roztoku přirozeně dodávány H^+ ionty, se řadí vylučování kořenových exudátů, nitrifikace, akumulace organické hmoty - při nedostatku vzduchu a nadbytku vody vznikají z organických látek kyselé produkty, jako jsou např. fulvokyseliny (Martinec, 2010).

Kořenovým dýcháním, dýcháním půdních mikroorganismů i rozkladnými procesy organické hmoty (Brady, Weil, 2002) vzniká v půdě velké množství CO_2 . Rozpuštěním oxidu uhličitého v půdní vodě dochází ke vzniku kyseliny uhličitě (H_2CO_3). H_2CO_3 následně ve vodě disociuje - uvolňuje iont H^+ . Děj probíhá dle rovnice:



Protože H_2CO_3 je slabá kyselina, její okyselující příspěvek dodáváním H^+ iontů je téměř zanedbatelný, pokud je pH nižší než 5.

Vodní srážky (Martinec, 2010) mají přirozeně nižší hodnoty pH - v rozmezí od 5 do 6. Brady a Weil (2002) uvádějí, že dešťové kapky procházející neznečištěným vzduchem reagují s CO_2 za vzniku slabé kyseliny uhličitě. V emisích znečištěném vzduchu jsou ale obsaženy sloučeniny dusíku a síry, při jejichž kontaktu s vodou dochází ke vzniku silných kyselin - kyseliny sírové (H_2SO_4) a kyseliny dusičné

(HNO₃). Na rozdíl od slabé kyseliny uhličitě tyto silné kyseliny kompletně disociují H⁺ ionty za vzniku síranů (SO₄²⁻) a dusičnanů (NO₃⁻).

Kyselé deště způsobené nárůstem emisí N a S jsou ovlivněny činností člověka a mají mnohem závažnější charakter (Šarapatka, Dlapa a Bedrna, 2002). Rychlost acidifikace je limitovaná pufrací schopností půdy a odvíjí se od intenzity kyselých vstupů. Martinec (2010) dále uvádí tyto zdroje okyselování půdy

antropogenního původu:

- Odstranění zásaditých složek z půdy – vyplavování bází používáním hnojiv, které vápník vytěsni ze sorpčního komplexu
- Rozdílné nároky plodin na živiny a pěstování mělce kořenících rostlin, které nenapomáhají přenosu vápníku z hlubších vrstev do ornice
- Používání fyziologicky kyselých hnojiv
- Vyšší dávky lehce rozložitelného organického hnojení – může zvýšit rozpustnost vápenatých sloučenin (např. vysoké dávky kejdy)
- Špatné zastoupení plodin v osevních postupech – na chemické půdní vlastnosti negativně působí podíl obilovin v osevním postupu a nízké zastoupení víceletých píceňin
- Eroze půdy – vlivem eroze dochází k odkrývání kyselého podorničí

3.2 Negativní dopady acidifikace

Acidifikace sebou přináší mnohá rizika, která budou podrobněji popsána v následujícím textu. Je nutné si uvědomit, že půda se sníženým pH je náchylnější k dalším degradačním procesům, což vede k rychlejšímu zhoršování kvality. Následkem toho dochází k rychlejšímu nástupu eroze, zvyšuje se riziko zranitelnosti utužením, nebezpečí rozvoje patogenních organismů a chorob rostlin, zhoršuje se kvalita humusu, ve kterém převažují fulvokyseliny a zpomaluje se uvolňování minerálního dusíku z humusu (Hruška, Ciencala, 2002). V lesních porostech je acidifikace jedním z hlavních faktorů, které negativně ovlivňují zdravotní stav lesů (Šrámek a kol., 2011).

3.2.1 Vliv acidity na rozpustnost solí a sloučenin

Hodnota pH (Vaněk a kol., 2005) má vliv na rozpustnost solí a sloučenin. Rozpustnost těžkých kovů (Fe, Mn, Cu, Zn, Al, B) se v kyselém prostředí zvyšuje. Čím je pH nižší, tím více stoupá koncentrace těchto toxických látek v půdním

roztoku a zvyšuje se riziko jejich příjmu rostlinou. Alkalické půdy se naopak vyznačují tím, že je rozpustnost těžkých kovů snížena tak, že může dojít až k jejich deficitu, rozpustnost molybdenu (Mo) se zvyšuje.

Acidita je ovlivněna vegetací, která půdu v dané lokalitě pokrývá. Ohno a kolektiv (2007) se zaměřili na srovnání obsahu bazických kationtů v lesních půdách. Jejich výzkum uvádí, že půdy pod jehličnatými porosty obsahují vyšší množství hliníku a železa než půdy pod listnatými porosty. Liší se i množství bazických kationtů, které je nižší v jehličnatých porostech oproti listnatým.

Hliník - Šrámek a kol. (2011) konstatují, že hliník je nejrozšířenějším kovem na Zemi, tvoří 7,5 – 8,5 % zemské kůry. V půdě se hliník vyskytuje v anorganické i organické podobě. V anorganické formě je uložen v minerálech, např. v živci, slíd+ či jílových minerálech. V silně kyselých roztocích se hliník vyskytuje jako třímocný komplexní kationt, v němž je každý Al^{3+} obklopen šesti molekulami vody. Výskyt organických forem hliníku v půdě souvisí především s přítomností organických kyselin. Nejvýznamnějšími sloučeninami schopnými poutat hliník jsou kyseliny s vysokou molekulovou hmotností, tedy humínové kyseliny a fulvokyseliny. Hliník je v půdním prostředí přítomen vždy a to ve formě nerozpustných sloučenin, které nejsou pro rostliny toxické (Hruška, Ciencala, 2002). K jeho výraznému rozpouštění ale dochází, pokud se sníží pH půdního prostředí pod určitou hranici. Koncentrace hliníku v půdním roztoku se s klesajícím pH zvyšuje, což negativně ovlivňuje kořenový systém rostlin – narušuje se přirozená iontová rovnováha na buněčných membránách jemných kořenů a takto postižené orgány odumírají (Hruška, Kopáček, 2005). Jak uvádí Šrámek a kol. (2011), hliník není součástí enzymů ani stavebních prvků rostlinných pletiv a živočišných tkání. Obecně se předpokládá, že Al^{3+} je nejškodlivější formou v lesních půdách, přičemž jeho fytotoxicita je závislá na koncentraci v bezprostřední blízkosti kořenového systému.

V půdě obsažený hydroxid hlinitý $Al(OH)_3$ ve vodném prostředí disociuje:



Změnou hodnoty pH o 1 se mění rozpustnost 1000x, přičemž koncentrace Al v půdním roztoku se výrazně zvyšuje až při pH pod 5. Pokud pH klesá pod 4, dochází k rozpouštění $Fe(OH)_3$ a v půdním roztoku se zvyšuje koncentrace železa (Vaněk, a kol., 2005).

Podle Horáka a kol. (1995) patří mezi hlavní negativní projevy hliníku jeho kompetice s bazickými kationty Ca^{2+} a Mg^{2+} a K^+ , čímž se omezuje jejich příjem

rostlinou. Hruška a Kopáček (2005) také zmiňují, že hliník blokuje příjem hořčíku rostlinou. Rostliny v kyselém prostředí snižují fotosyntetickou aktivitu, zpomaluje se jejich růst a vývoj, odumírají jemné kořeny, což má za následek špatný příjem vody a živin. Hliník působí i jako inhibitor některých enzymů a rovněž inhibuje i replikaci DNA (Horák a kol., 1995).

Železo – Honsa (2010) sděluje, že podobně jako hlinité kationty reagují i Fe^{3+} ionty, přičemž jejich kyselost je zhruba o tři řády nižší. Tyto se ovšem v půdním roztoku vyskytují až při silně kyselé půdní reakci. Richter (1996) uvádí, že železo se v půdě vyskytuje ve formě primárních (augit, biotit, aj.) a sekundárních minerálů (montmorilonit, illit, aj.). Vysoký je jeho podíl v oxidech a hydroxidech, a je také pevně vázáno v sorpčním komplexu půdy.

3.2.2 Vliv půdní kyselosti na organismy

Žížaly rozkládají opad, vytváří humus, kypří a provzdušňují půdu, přesouvají půdní částice, tvoří půdní biomasu, produkují trus, přispívají vyluhování kationtů K a Mg do nižších půdních horizontů. Vápník přijímají jako výživu. Jestliže vlivem zakyselení nemůže být uspokojen nárok žížal na Ca, mizí z lokality (Kula, 2007). Vysoká koncentrace těžkých kovů má negativní dopad na půdní organismy, následkem toho se narušuje dekompoziční proces. Nízké pH také ovlivňuje reprodukční schopnosti žížal, početnost jedinců jednoho druhu klesá směrem k imisnímu zdroji, diverzita se snižuje. Dochází k postupnému vytváření společenstva jednoho druhu. Počet žížal, jejich druhové složení a dostatečná aktivita příznivě působí na rozrušení kompaktnosti půdy, provzdušnění i průsak vody. Druhy živící se humusem mají vyšší ryjící aktivitu.

Kula (2007) zmiňuje, že acidita vyvolává u žížal zmnožení slizu a omezení spotřeby kyslíku. Zvýšené množství hliníku vede ke zvýšené mortalitě u žížal. Zaznamenán byl ale pozitivní vliv obsahu vápníku v půdě na četnost žížal, migraci, reprodukci a snížení mortality. Měď v půdě vytváří nepříznivé prostředí pro žížaly i roupice.

Vaněk a kol. (2005) posuzují vliv acidity na mikroorganismy (bakterie a houby). Nízké až mírně kyselé pH vyhovuje většině užitečných bakterií, jako jsou hlízkové nitrogenní bakterie či nitrifikační bakterie. V půdách s pH nižším než 5 se tyto organismy prakticky nevyskytují nebo se vyskytují ve velmi omezeném počtu.

3.2.3 Přístupnost živin v kyselých půdních podmínkách

S aktivitou mikroorganismů souvisí i biologická sorpce, která je snížena v kyselých podmínkách. Vaněk a kol. (2005) konstatují, že v kyselých oblastech je obecně sorpce kationtů nižší. Příjem živin rostlinou je půdní reakcí výrazně ovlivněn. Jako příklad uvádějí antagonismus vodíkových iontů při příjmu Mg^{2+} : při vyšší koncentraci H^+ často nelze odstranit nedostatek hořčíku ani přidáním hořečnatých hnojiv, aniž by se upravilo pH půdy. Bilanci přijatelných živin lze příznivě ovlivnit vápněním.

3.3 Vápník a jeho význam

Vápník je spolu s jinými prvky pro rostliny nepostradatelnou živinou (Flohrová, 1997). V uplynulých dvaceti letech se ovšem věnovalo daleko více pozornosti živinám jako je dusík, fosfor a draslík. Vápník byl a je opomíjen, byť jeho přítomnost v půdě ovlivňuje příjem těchto živin rostlinou. Celkový obsah vápníku v půdě (Richter, 1996) se pohybuje mezi 0,15 až 6 %, i více. Střední obsah je odhadován na 2%. Nejméně vápníku obsahují půdy písčité v humidnějších oblastech a nejvíce půdy karbonátové (až 28 %). Kromě toho, že se jedná o biogenní prvek, se vápník významně podílí na průběhu půdotvorného procesu, ovlivňuje chemické a fyzikální vlastnosti půdy, reguluje hodnotu pH a tím působí na využití živin (Flohrová, 1997). Úprava půdní reakce patří ze všech jeho vlivů k tomu nejvýznamnějšímu. Nelze však opomenout jeho příznivý fyto-sanitární vliv, kdy přítomnost vápníku v půdě omezuje výskyt některých chorob či škůdců. Vápník dále významně ovlivňuje rozpustnost těžkých kovů a uvolňování jejich kationtů do půdního roztoku (Al^{3+} , Fe^{3+}). Do půdního roztoku se Ca dostává ze sorpčního komplexu výměnou za jiné kationty, zvětráváním křemičitanů a rozkladem uhličitanů (Balík, Vaněk, Pavlíková, 2005).

Půdní vápník je rozdělován podle jeho přístupnosti pro rostliny na výměnný a nevýměnný.

Vápník nevýměnný představuje největší podíl Ca v půdě (Richter, 2007). V této formě se nachází jako stavební složka krystalové mřížky některých těžce rozpustných horninotvorných nerostů. Jsou to především alumosilikáty, apatity a v malé míře i některé jílové minerály (montmorillonit). Vápník vázaný v krystalové mřížce je uvolňován jen velmi pomalu v průběhu zvětrávacích procesů a má tedy pro bezprostřední výživu rostlin malý význam. Do skupiny nevýměnného vápníku

řadíme také velmi slabě rozpustné sloučeniny: CaCO_3 a $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Uhlíčan vápenatý (CaCO_3) je ve vodě prakticky nerozpustný, rozpustnost se zvyšuje ve vodě obsahující CO_2 , přičemž produkce CO_2 je silně závislá na biologické aktivitě. Nevýměnným vápníkem rozumíme také vápník poutaný v půdě biologicky, tj. v tělech rostlin, živočichů a mikroorganismů.

Vápník výměnný - tato forma představuje (Richter, 2007) v půdě asi 1 – 2 % nevýměnného vápníku, byť jeho množství činí v sorpčně nasycených půdách 60 – 80 % všech výměnných kationtů. Výměnný vápník je poután hlavně fyzikálně-chemickou sorpcí na povrchu půdních koloidů, a to úměrně jejich sorpční kapacitě. Organické koloidy adsorbují relativně více Ca^{2+} než koloidy minerální (Balík, Vaněk, Pavlíková, 2005). Ionty Ca^{2+} ve výměnné formě jsou pro rostliny lehce přístupné a zvláště významné pro tvorbu drobtovité struktury.

3.3.1 Příjem vápníku rostlinami

Vápník je rostlinami přijímán v iontové formě. Ca přijatý kořenovým systémem účinkem transpiračního proudu postupuje xylemem do nadzemních částí rostlin (Brady, Weil, 2002).

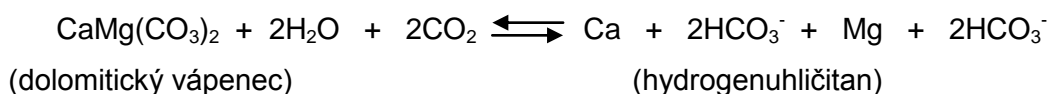
Vápník patří mezi nepostradatelné živiny, důležité pro správný růst a vývoj rostlin (Flohrová, 1997). Plní svou funkci při stavbě buněčných stěn a translokaci cukrů v rostlině. Podílí se na tvorbě a vývoji listů a kořenů, především kořenového vlášení. Je aktivátorem mnoha enzymatických procesů a tím zasahuje jeho vliv i do energetického metabolismu celé rostliny. Požadavky rostlin na vápník a pH se mnohdy liší (Brady, Weil, 2002). Některé rostliny například vykazují deficit vápníku, byť je pH půdy upravováno vápněním – to bývá zapříčiněno špatným transportem vápníku v rostlině.

Odběr vápníku, lišící se podle pěstované plodiny, činí 5 až 150 kg Ca na hektar/rok. V našich podmínkách je z orné půdy za rok vyplaveno od 30 do 350 kg Ca na hektar (Balík, Vaněk, Pavlíková, 2005). Oproti tomu množství vápníku dodané ve srážkách je velmi malé - přibližně 3 až 21 kg Ca na hektar za rok.

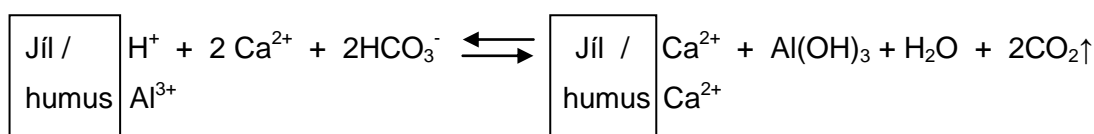
3.4 Neutralizace kyselých půd

Při poklesu pH pod požadované optimum, může být k neutralizaci použito zásaditých látek (Honsa, 2010). Jak uvádí Brady a Weil (2002), vápenaté materiály

(ať již oxidy, hydroxidy, uhličitany) po aplikaci na kyselou půdu reagují s oxidem uhličitým a vodou za vzniku hydrogenuhličitanu:



Ca a Mg hydrogenuhličitanu jsou mnohem rozpustnější než uhličitany, proto je hydrogenuhličitanová forma poměrně reaktivní s výměnnou a zbytkovou půdní kyselostí. Kationty Ca^{2+} a Mg^{2+} nahrazují H^+ a Al^{3+} v koloidním komplexu:



Alternativou vápnění je sádrování a dodávání organické hmoty do půdy (Brady, Weil, 2002). Sádrování snižuje toxicitu hliníku navzdory tomu, že nezvyšuje půdní pH. Variantou je i vysazování plodin s vyšší tolerancí vůči kyselejšímu pH.

3.4.1 Vápnění

Rostliny přirozeně odebírají vápník z půdy, ale zároveň je i vyplavován přirozenou cestou. Dochází tedy k snižování jeho poměru v půdním roztoku. Pokud se nedoplňuje uměle, a je odebírán větší rychlostí, půda sama nedokáže doplnit jeho hladinu na potřebné množství (Brady, Weil, 2002).

Vápnění ovlivňuje půdu v mnoha směrech. Z hlediska půdních schopností lze jako nejdůležitější (Martinec, 2010) označit snížení kyselosti půdy, podpora pufru schopnosti půdy, ovlivnění mineralizačních procesů a tím ovlivnění koloběhu důležitých prvků, vyplavování hliníku a těžkých kovů. Aplikace vápna do půdy vede ke zvýšení přístupného draslíku, fosforu, vápníku a hořčíku (Kula, 2007). Celková zásoba dusíku se také zvyšuje. Na kořenový systém rostlin a na mykorrhizu pozitivně působí i vyšší množství přístupných živin.

Vápnění má ale i vliv na celkovou půdní biotu (Hruška, Ciencala, 2002). Acidifikace obecně redukuje množství bakterií, zatímco vápnění zvyšuje bakteriální aktivitu. Bakteriální populace se po vápnění příliš nemnoží, spíše se mění jejich druhy.

Půdy s nízkým pH (Martinec, 2010) mají prokazatelně nižší obsah Ca, což může mít za následek deficit Ca v rostlinách. Vápnění patří k základním agrotechnickým postupům. Volba dávky vápenatých hmot je různorodá, vždy je

třeba její poměr nastavit danému stanovišti. V případě, že je hodnota pH u dvou pozemků stejná, před určením dávky je třeba posoudit půdní typ, obsah organické hmoty, vliv půdní reakce na pěstovanou plodinu, apod. Nejrychleji (3-5 let) reacidifikují půdní typy podzol, glej, kambizem, luvizem apod. Nejpomaleji (8-10 let) se okyseluje hnědozem, černozem, kambizem, atd. (Martinec, 2010).

Potřeba vápnění (Klement, Sušil, 2013) u orné půdy a ovocných sadů odpovídá následující tabulce:

Tabulka č. 2. Roční normativy dávek vápenatých hnojiv v tunách CaO.ha⁻¹ pro ornou půdu a ovocné sady

lehká půda		střední půda		těžká půda	
pH	t CaO.ha-1	pH	t CaO.ha-1	pH	t CaO.ha-1
do 4,4	1,2	do 4,5	1,5	do 4,5	1,7
4,6 - 5,0	0,8	4,6 - 5,0	1	4,6 - 5,0	1,25
5,1 - 5,5	0,6	5,1 - 5,5	0,7	5,1 - 5,5	0,85
5,6 - 5,7	0,3	5,6 - 6,0	0,4	5,6 - 6,0	0,5
		6,1 - 6,5	0,2	6,1 - 6,5	0,25
				6,6 - 6,7	0,2

Zdroj: Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007-2012

Vápnění meliorační (Bujnovský, Holobradý, 1997) má za cíl upravit nepříznivé hodnoty půdní reakce na hodnoty blízké optimu. Aplikuje se zpravidla vyšší dávka vápenatých hnojiv. Pro výpočet dávek vápnění vycházíme z chemického rozboru půd ne staršího než 2 roky.

Vápnění udržovací (Flohrová, 1997) pomáhá udržet hodnotu půdní reakce v závislosti na přirozeném úbytku vápníku z půdy (odběr plodinami, aplikace fyziologicky kyselých hnojiv, vyplavení z půdy). Dávka se určuje podle druhu půdy a ročních ztrát. S ohledem na pěstované plodiny je doporučeno vápnit kyselejší půdy jednou za tři až čtyři roky. Při pravidelném vápnění (Bujnovský, Holobradý, 1997) by pH nemělo u lehkých půd klesnout pod 5,0, u středně těžkých půd pod 5,5 a u těžkých půd pod 6,0.

3.4.2 Vápenatá hnojiva

Na úpravu půdních vlastností se využívají vápenatá hnojiva. Hlavní význam je v dodání bazicky (alkalicky) účinných látek – vápenatých a hořečnatých sloučenin, které v půdě vytváří báze OH^- , reagující s ionty H^+ za vzniku vody (Flohrová, 1997). Nejvhodnější doba pro vápnění (Bujnovský, Holobradý, 1997) je pozdně letní až podzimní období, s ohledem na vyšší obsah oxidu uhličitého v půdní atmosféře. CO_2 rozpustnost vápenatých látek příznivě ovlivňuje (Hruška, Ciencala, 2002), jejich rozpustnost se tedy zvýší zapravením do půdy. Protože se maximální účinek vápnění projeví po dvou až čtyřech letech po jeho aplikaci (Bujnovský, Holobradý, 1997), je vhodné další dávku načasovat jeden až dva roky po předchozí dávce.

Účinnost vápenatých látek (Hruška, Ciencala, 2002) je dána jejich chemickým složením, tvrdostí, geologickým původem, jemností mletí a hodnotou pH půdy, kterou neutralizujeme. Některá vápenatá hnojiva obsahují i další důležité živiny (Weiss, 2006). Tyto složky mohou být suroviny z přírodních zdrojů pro výrobu vápenatých hnojiv, nebo jejich přidáním při další úpravě. K těm významnějším se v posledních letech řadí makrobiogenní prvek síra. Vápenatých hnojiv je na trhu velký výběr, může jít například i o odpadní produkty.

Nejčastěji používanými látkami jsou **vápence** či **dolomitické vápence**. Tyto dva druhy se liší poměrem uhličitanu vápenatého a hořečnatého. Zatímco u vápenců dosahuje podíl CaCO_3 až 100 %, u dolomitů klesá tento podíl na 56% a naopak se zvyšuje podíl MgCO_3 . Bazické látky v podobě vápenců, slínů a dolomitů s proměnlivým obsahem uhličitanů Ca a Mg jsou v přírodě k dispozici v poměrně velkém množství a jsou zemědělci dlouhodobě používány. Další vápenaté hnojivo je **pálené vápno** t.j. oxid vápenatý (CaO) získané žíháním CaCO_3 v pecích (Flohrová, 1997). Použití **hutnických strusek** podmiňuje obsah rizikových prvků, které obsahují (Bujnovský, Holobradý, 1997). Hodnotným zdrojem vápníku jsou např. i **saturační kaly** z cukrovarů. Jejich nevýhodou je ale špatná aplikovatelnost při vlhkosti nad 40%. Na trhu je možno setkat se s mnohem širším výběrem vápenatých hnojiv. Podle vazby vápníku na aniontovou složku (Bujnovský, Holobradý, 1997) se vápenatá hnojiva rozdělují na:

- Vápenatá hnojiva ve formě oxidové (CaO)
- Vápenatá hnojiva ve formě uhličitanové (CaCO_3 ; $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$)
- Vápenatá hnojiva v jiných formách (např. křemičitanové, směsné, apod)

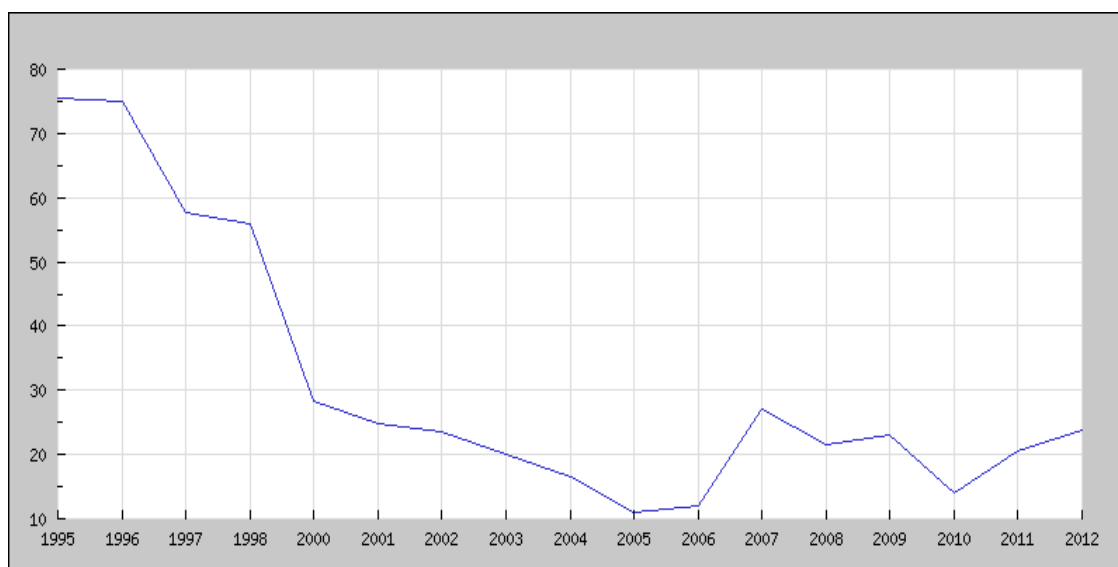
Bujnovský a Holobradý (1997) zmiňují, že vápenatá hnojiva v oxidové formě jsou za předpokladu okamžitého zapravení do půdy zpravidla účinnější.

4. Zhodnocení situace v podmínkách České republiky

4.1 Vápnění v ČR

Situační a výhledová zpráva půda (2012) zhodnocuje, že trend okyselování půd v České republice je způsoben zejména vlivem výrazného snížení spotřeby vápenatých hmot, jejichž množství kleslo zhruba na 5 % oproti množství, které se používalo před rokem 1990.

Graf č. 1. Spotřeba vápenatých hmot v ČR (kg/ha zemědělské půdy),



Zdroj: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1608>

Jak ukazuje graf, nejméně bylo vápnění využito v roce 2005. Od roku 2010 došlo k navýšení spotřeby vápenatých hmot na zemědělské půdě. V roce 2012 činila spotřeba CaO 201 tisíc tun (viz tabulka č. 3). Od devadesátých let minulého století byl jasně patrný výrazný pokles aplikace vápna. Zlepšující trend od roku 2006 nastal zřejmě následkem poskytování finanční podpory v rámci podpůrných programů – podpora ve výši až 300 Kč/ha povápněné plochy (MZe, Výklad nařízení vlády č. 505/2000 Sb., ve znění nařízení vlády č. 500/2001 Sb.). V dnešní době jsou ale podpory tohoto charakteru pozastaveny (eagri.cz).

Je patrné, že používání vápenatých hnojiv je značně nestabilní. Porovnání dat z roku 1995 a 2005 je alarmující (viz tabulka č. 3). Nárůst vápnění v posledních letech je pravděpodobně způsoben osvětou a lepšími ekonomickými možnostmi soukromých zemědělců a zemědělských podniků.

Tabulka č. 3. Spotřeba vápenatých hnojiv v tunách zboží celkem

rok	vápenatá hnojiva [t]
1994	268 000
1995	323 000
1996	320 600
1997	245 500
1998	240 000
1999	242 000
2000	243 000
2001	212 000
2002	201 000
2003	171 000
2004	141 000
2005	93 110
2006	102 526
2007	229 754
2008	183 076
2009	200 000
2010	118 000
2011	173 000
2012	201 000

Zdroj: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=313>

4.2 Agrochemické zkoušení zemědělských půd

Agrochemické zkoušení zemědělských půd (AZZP) se provádí podle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích, substrátech a agrochemickém zkoušení zemědělských půd a vyhlášky č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků ve znění pozdějších předpisů (Klement, 2006). Odběry probíhají v pravidelných šestiletých cyklech, kdy se v průběhu takového cyklu prozkouší téměř celá výměra zemědělské půdy ČR. Ročně je prozkoušeno více než 500 tisíc hektarů a odebíráno přes 80 tisíc vzorků.

Agrochemické zkoušení zemědělských půd (Klement, Sušil, 2013) je prováděno Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZÚZ), který zabezpečuje odběr půdních vzorků, provádí analýzy, zpracovává výsledky a

předává je k využití Ministerstvu zemědělství České republiky, dalším orgánům státní správy i samotným zemědělským subjektům. Výsledky slouží jako podklad pro zemědělce a pomáhají při stanovení optimálního systému hnojení. Zemědělec může pomocí těchto výsledků posoudit vliv intenzity hnojení na půdní vlastnosti a může přesněji odhadnout potřebu hnojení v dalších letech. AZZP zahrnuje stanovení obsahu uhličitanů (CO_3^{2-}), obsah přístupného fosforu, draslíku, hořčíku a vápníku i stanovení výměnné půdní reakce. Na základě hodnoty pH a půdního druhu je prováděn výpočet potřeby vápnění. S ohledem na rozdílné požadavky pěstovaných plodin se půdní vlastnosti hodnotí odděleně pro ornou půdu, trvalé travní porosty, vinice, sady a chmelnice.

Půdní vzorky (Klement, Smatanová, Trávník, 2012) jsou odebírány pravidelně v jarním (únor až konce května) či podzimním období (od července do konce listopadu). Klement (2006) dále zmiňuje, že polní pokusy jsou považovány za nenahraditelný zdroj informací o dlouhodobých účincích jednotlivých agrotechnických opatření na půdní prostředí. Umožňují získat poznatky nejen z oblasti zemědělství, ale objasňovat i problémy v jiných oblastech, kupříkladu z pohledu životního prostředí.

4.3 Obsah přístupného vápníku (Ca) a výměnná půdní reakce

Plošné odběry a sledování obsahu přístupného vápníku v půdách ČR se provádí až od roku 1990. V daném období došlo v českém zemědělství k drastickému snížení spotřeby vápenatých hmot. Vývoj obsahu vápníku v půdě vykazuje po celou dobu sledování mírně se zhoršující tendenci (Klement, Smatanová, Trávník, 2012). Situační a výhledová zpráva půda (2012) také uvádí, že půdy v ČR mají značnou tendenci k acidifikaci, což je primárně ovlivněno absencí vápnění a s tím spojeného postupného snižování obsahu přístupného vápníku v půdě. Vývojový trend obsahu přístupného vápníku v půdě přímo koreluje s hodnotou pH.

S poklesem pH půd se zvyšuje počet půd s nízkým obsahem vápníku (Hlušek a kol., 2005). Průměrný obsah přístupného vápníku (Klement, Sušil, 2013) v zemědělské půdě ČR je 2.795 mg.kg^{-1} . Obsah přístupného Ca se ale velmi liší podle jednotlivých oblastí – například v Jihočeském kraji je průměrná hodnota přístupného vápníku 1.704 mg.kg^{-1} , zatímco půdy v Ústeckém kraji vykazují hodnotu Ca 5.128 mg.kg^{-1} . Vysoká náchylnost půd k acidifikaci je zejména v Karlovarském kraji, dále pak v krajích Vysočina, Jihočeském. Výraznější trend

okyselování se projevuje zvláště v bramborařských oblastech s nižší pufrovací schopností chudších půd.

Tabulka č. 4. Půdní reakce (CaCl₂) - přístupný vápník podle Mehlicha III - zemědělská půda

Kraj	průměrná hodnota pH	průměrná hodnota Ca (mg.kg-1)	podíl půd v %	
			nízký obsah	vysoký a velmi vysoký obsah
Středočeský	6,3	3382	6,88	32,45
Jihočeský	5,6	1704	16,47	3,17
Plzeňský	5,7	1793	14,06	2,03
Karlovarský	5,5	2114	13,28	14,36
Ústecký	6,5	5128	5,27	60,6
Liberecký	5,7	1847	19,59	8,16
Královéhradecký	6,2	3002	9,15	24,59
Pardubický	6,0	2538	6,78	16,72
Vysočina	5,6	1684	12,3	2,4
Jihomoravský	6,8	5064	2,96	63,98
Olomoucký	6,2	2833	4,88	26,18
Zlínský	6,2	3561	2,86	35,42
Moravskoslezský	5,8	2001	5,36	4,86
Česká republika	6,0	2795	9,37	21,93

Zdroj: Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007-2012

Ze závěrů hodnotící zprávy AZZP zveřejněné v září 2013 vyplývá, že obsah přístupného vápníku v zemědělské půdě meziročně poklesl a podíl půd s nízkou zásobou Ca se zvýšil na celkových 9,37 %. Průměrná hodnota půdní reakce zemědělské půdy v ČR je 6,0 stupně pH. (Klement, Sušil, 2013). Pravidelně vápnit (Brtnický a kol., 2012) alespoň udržovací dávkou, by bylo třeba celkem 73% zemědělské půdy v ČR.

Podle výsledků měření, které zhodnotili autoři (Šrámek V. a kol., 2012) odborného článku Vývoj chemických vlastností půdy v západní části Krušných hor 10 let po vápnění, kdy se kontrolní měření provedlo v letech 2000, 2002, 2005 a 2010, je efekt vápnění viditelný hlavně v humusové vrstvě a v horní minerální vrstvě. Nárůst výměnného vápníku v horních vrstvách půdy byl významný pouze v roce

2002 a 2005. Deset let po vápnění již byl účinek zanedbatelný, i když počet vzorků s Ca deficitem byl o 30 % nižší než v roce 2000.

4.4 Porovnání vývoje půdní reakce v letech 1993 – 2013

V období od roku 1993 do roku 1995 vykazovalo **15,9 %** zemědělské půdy kyselou až extrémně kyselou půdní reakci. Hodnoty jsou čerpány z dat uvedených v publikaci vydané Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským v Brně v lednu roku 1997 (viz tabulka č. 5)

Tabulka č. 5. Základní statistické zpracování půdní reakce za období 1993-1995

Kultura	půdní reakce (v % výměry)						
	EK	SiIK	K	Slak	N	A	SiIA
orná půda	1,2	4,1	9,3	38,6	29,3	17,0	0,4
chmelnice	0,3	0,4	3,0	12,8	39,7	43,8	-
vinice	0,1	2,1	1,2	9,1	16,5	58,5	12,5
ovocné sady	2,5	4,8	6,9	25,4	27,4	30,9	2,2
travní porosty	6,8	10,7	14,5	41,7	24,4	2,0	0,0
zemědělská půda	1,6	4,6	9,7	38,5	28,9	16,2	0,5

Zdroj: *Kontrola úrodnosti půdy 1993 – 1995*

Situace v letech 2003 až 2008 již vykazuje významnou změnu v podílu kyselých až extrémně kyselých půd, kdy takto klasifikováno je **28,18 %** z celkové výměry zemědělské půdy (viz tabulka č. 6).

Tabulka č. 6. Základní statistické zpracování půdní reakce za období 2003-2008

kultura	půdní reakce (v % výměry)						
	EK	SiIK	K	Slak	N	A	SiIA
orná půda	0,59	5,33	16,63	44,84	18,47	13,93	0,20
chmelnice	0,17	2,33	6,73	30,69	36,46	23,45	0,19
vinice	-	0,47	1,66	10,36	16,78	62,89	7,83
ovocné sady	1,26	3,56	8,50	34,44	24,24	27,15	0,85
travní porosty	3,40	15,18	31,74	41,79	6,81	1,07	0,01
zemědělská půda	1,18	7,34	19,66	44,03	16,11	11,50	0,19

Zdroj: *Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2003-2008*

Nejnovější výsledky (zveřejněné v září 2013) poukazují na stále klesající trend, kdy **32,97 %** zemědělských půd je označeno za kyselé až extrémně kyselé (viz tabulka č. 7)

Tabulka č. 7. Základní statistické zpracování půdní reakce za období 2007-2012

kultura	půdní reakce (v % výměry)						
	EK	SiIK	K	SiAK	N	A	SiIA
orná půda	0,73	6,23	18,70	43,21	17,87	13,17	0,09
chmelnice	2,03	3,85	8,81	35,03	33,22	17,06	-
vinice	0,05	0,33	1,37	11,08	18,48	63,04	5,55
ovocné sady	0,65	4,54	13,19	38,03	21,07	22,21	0,31
travní porosty	3,36	18,53	37,13	34,78	5,32	0,87	0,01
zemědělská půda	1,31	8,94	22,72	41,21	15,11	10,61	0,09

Zdroj: Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007-2012

Uvedené údaje dokládají nárůst podílu půd s kyselou až silně kyselou půdní reakcí. Tyto údaje korespondují s poklesem používání vápenatých hnojiv (viz obrázek č. 1). Podíl půd s pH nižším než 5,5 se za posledních 20 let zdvojnásobil, z necelých 16 % na dnešních téměř 33 %.

Hlušek a kol. (2005) připomínají dřívější plány hnojení, kdy se meliorační a udržovací vápnění aplikovalo pravidelně v intervalu 3 až 5 let. S ohledem na pěstovanou plodinu se doporučuje přednostně vápnit ty půdy, které vykazují nejnižší hodnoty pH.

Čermák a Budňáková (2005) konstatují, že u speciálních druhů pozemků, jako jsou chmelnice a vinice, věnují zemědělské podniky více péče, která zahrnuje mimo jiné i úpravu půdní reakce. Tendence okyselování tedy není tak výrazná.

5. Závěr

Z informací a údajů uvedených v této práci vyplývá, že acidifikace je vážným problémem dnešní doby. Počet pozemků s vyšší kyselostí půdy stále narůstá. Kromě přirozených příčin acidifikace je významným činitelem činnost člověka, který uměle zasahuje do přírodních ekosystémů. Následkem toho jsou přirozené půdní pochody tím narušeny, a pod tlakem všech nepříznivých vlivů se půdní systém bez pomoci nezvládá vrátet do původních hodnot. Nárůst emisí síry a dusíku velkou měrou přispěl k urychlení degradačních procesů, stejně tak i intenzifikace zemědělské výroby. Vliv industrializace lidské společnosti je nezpochybnitelný. Od 90. let dvacátého století narůstá všeobecný tlak na ekologické smýšlení, efektem je odsíření elektráren a tím i snížení emisí síry v ovzduší. Nárůst dopravy ovšem nadále zvyšuje produkci emisí dusíku. Kyselé atmosférické depozice jsou v globálním měřítku jedním z hlavních negativních faktorů, které by měly být řešeny celosvětově.

S ohledem na to, že acidifikace je dlouhodobý a kumulativní jev, nemůžeme očekávat, že nápravná opatření budou mít okamžitý účinek. Za pomoci vápnění půd můžeme dosáhnout vyrovnání vlivů, které člověk na půdu vyvíjí a podpořit tak přirozené procesy. Půda byla za minulého režimu pravidelně vápněna, což se však s nástupem soukromého zemědělství změnilo. Začalo se více přihlížet k limitovaným ekonomickým možnostem a jedním z prvních úsporných opatření bylo omezení či úplné vypuštění vápnění. Fakt, že vápnění příznivě ovlivňuje půdu, půdní podmínky a úrodnost, byl upozaděn. Zpočátku se žádný výrazný negativní efekt neprojevoval, půda několik let čerpala ze starých zásob, aniž by se tato skutečnost projevovala navenek. Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd nám ale jasně dokazují stálý trend snižování zásoby půdního vápníku a s tím související pokles pH půd. Je všeobecně známým faktem, že vápnění ovlivňuje půdu spíše dlouhodobě než okamžitě. Aniž bychom obnovili pravidelné vápnění, přinejmenším v úsporném režimu, nemůžeme očekávat, že se půda sama plně zregeneruje.

V posledních letech je patrný mírný nárůst aplikace vápenatých materiálů, nicméně i tak se půdní kyselost stále zvyšuje. I toto dokazuje tvrzení, že se jedná o „běh na dlouhou trať“ a krátkodobá či dočasná podpůrná opatření nejsou koncepčním řešením. I přes ekonomickou náročnost a zdánlivé dojmy, že vápnění nepomáhá, je třeba ho chápat jako jednu z elementárních součástí péče o půdu. Čím déle budeme otálet, tím vyšší budou z toho plynoucí náklady na revitalizaci. K nápravě může finanční podporou přispět stát, sdělováním potřebných údajů pak

výzkumní a akademičtí pracovníci. Osvěta a šíření informací pomocí vzdělávacích a naučných programů, zainteresování mladé generace do zemědělské výroby a možnost uplatnění v tomto sektoru, to vše může vést k dílčím úspěchům.

Pro udržení půdní úrodnosti je nezbytné vyvíjet neustálé tlaky na společnost jako takovou, a snižovat kyselinotvorné emise způsobující kyselé deště. Rovněž je potřeba omezit další kyselé vstupy do půdy, jako jsou fyziologicky kyselá hnojiva, obzvláště na půdách s pH nižším než 5,5. Přímo pak musíme o půdu pečovat a vyrovnávat kyselé vstupy zařazením pravidelného vápnění do agrochemických plánů.

6. Seznam použité literatury

1. Balík J, Vaněk V., Pavlíková D., Úloha Ca v rostlině a půdě., Sborník z 11. mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku vápnění, 2005
2. Brady N.C., Weil R.R., The Nature and Properties of Soils, 2002
3. Brtnický M. a kol., Degradace půdy v České republice, 2012
4. Bujnovský R., Holobradý K., Metodika úpravy kyslej půdnej reakcie vápněním, 1997
5. Čermák P., Budňáková M., Spotřeba vápenatých hmot a vývoj pH půd v České Republice., Sborník z 11. mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku vápnění, 2005
6. Čermák P., Sušil A., Kontrola úrodnosti půdy 1993 – 1995, 1997
7. Čermák P., Sušil A., Porovnání výsledků kontroly úrodnosti půdy za období 1990 - 1991 a 1993 - 1995, 1996
8. Čermák P., Sušil A., Porovnání vývoje agrochemických vlastností půd za období 1990 – 1992 a 1993 – 1998, 1999
9. Flohrová A., Vápník a jeho význam pro půdu a rostliny, 1997
10. Hlušek J., Richter R., Trávník K., Klír J., Čermák P., Hlavní zásady vápnění pro současné a nejbližší období., Sborník z 11. mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku vápnění, 2005
11. Honsa I., Vybrané kapitoly z pedologie pro chemiky 4 Půdní kyselost acidita., Bulletin Národní referenční laboratoře, ročník XIV., 2010
12. Horák V., Dolejšková J., Hejtmánková A., Toxicita hliníku v rostlinách, Rostlinná výroba, 1995
13. Hruška J., Cienciala E., Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví, 2002
14. Hruška J., Kopáček J., Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost, 2005
15. Klement V., Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2000 – 2005. BULLETIN Oboru agrochemie, půdy a výživy rostlin., číslo 3/2006
16. Klement V., Smatanová M., Trávník K., Padesát let agrochemického zkoušení zemědělských půd v České republice, Čtyřicet let dlouhodobých výživářských pokusů v ÚKZÚZ, 2012
17. Klement V., Sušil A., Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2003 – 2008, ÚKZÚZ, 2009

18. Klement V., Sušil A., Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007 - 2012, ÚKZÚZ, 2013
19. Kula E. a kol., Půdní a epigeická fauna stanovišť ovlivněných vápněním a její dynamika, Souhrn projektu., 2007
20. Lhotský J., Zhutňování půd a opatření proti němu, 2000
21. Martinec J., Návrh klasifikace tlumivé schopnosti půd, 2010
22. Ministerstvo zemědělství, Situační a výhledová zpráva_Půda 2012, 2012
23. Ministerstvo zemědělství, VÝKLAD nařízení vlády č. 505/2000 Sb., ve znění nařízení vlády č. 500/2001 Sb., kterým se stanoví podpůrné programy k podpoře mimoprodukčních funkcí zemědělství, k podpoře aktivit podílejících se na udržování krajiny, programy pomoci k podpoře méně příznivých oblastí a kritéria pro jejich posuzování ("podpora mimoprodukčních funkcí zemědělství")
24. Novotná D., Ambrozek L., Branžovský A., Gergel J.- Hájek M., Jílková J., Kender J., Keslová J., Pařízek P., Vaněk J., Vopálka J., Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny, 2001
25. Ohno T., Fernandez I.J., Hiradate S., Sherman J.F.: Effects of soil acidification and forest type on water soluble soil organic matter properties. Geoderma, 140, 176-187, 2007
26. Pírková I., Vopravil J., Smolíková J., Statistika půd ohrožených degradací v ČR za rok 2012, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2013
27. Richter R., Půdní úrodnost, 1996
28. Smolík L., Pedologie, 1957
29. Šantrůčková H., Ekologie půdy, 2001
30. Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z., Kvalita a degradace půdy, 2002
31. Šrámek V., Borůvka L., Drábek O., Fadrhonsová V., Novotný R., Tejnecký V., Vortelová L., Metody analýz forem hliníku v lesních půdách, půdním roztoku a kořenech dřevin 8/2011, 2011
32. Šrámek V., Fadrhonsová V., Vortelová L., Lomský B., Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming, Journal of forest science 58, 2012
33. Vaněk V., Kolář L., Balík J., Tlustoš P., Štípek K., Agronomický a ekologický význam pH půd. Sborník z 11. mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku vápnění, 2005
34. Weiss M., Ověření vlivu aplikace různých druhů vápenatých hmot na dynamiku změn půdní reakce a dalších agrochemických vlastností půdy. BULLETIN Oboru agrochemie, půdy a výživy rostlin., číslo 2/2006

Internetové zdroje:

1. <http://eagri.cz/public/web/mze/> Portál Ministerstva zemědělství
2. <http://issar.cenia.cz/issar> Portál Ministerstva životního prostředí