

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd (FAPPZ)



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Acidifikace půdy – vývoj v čase

Bakalářská práce

Autor práce: Jitka Orságová

Obor studia: Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: doc. Ing. Ondřej Drábek, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Acidifikace půdy – vývoj v čase" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

18.4.2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu doc. Ing. Ondřeji Drábkovi, Ph.D. za cenné rady, pomoc a trpělivost při zpracování mé bakalářské práce.

Acidifikace půdy – vývoj v čase

Abstrakt

Tato práce je zaměřena na problematiku acidifikace lesních půd v České republice. Popisuje příčiny acidifikace, její vliv na okolní prostředí, kvalitu půdy a celé ekosystémy. Jsou zde uvedeny současné dopady i možný budoucí negativní vliv na životní prostředí, zemědělství i ekonomiku.

Z důvodu vyšší půdní kyselosti dochází k mobilizaci některých toxických prvků v půdách, a jejich vlivem i k půdní degradaci. Dochází ke snížení biologické aktivity půd, snížení úrodnosti a půda ztrácí své přirozené funkce.

V druhé části práce se zabývám postupy neutralizace půd, především vápněním, a problematikou spojenou s těmito postupy.

V závěru dokumentu dochází ke shrnutí vlastní práce, ke zhodnocení uvedených informací a k doporučeným postupům nápravných a preventivních opatření. Součástí práce je seznam použitých zdrojů a přílohy.

Klíčová slova: Acidifikace, degradace lesních půd, okyselení, okyselení půd České republiky

Soil acidification – development over time

Abstract

This work is focused on the issue of soil acidification in the Czech Republic. It describes the causes of acidification, its impact on the environment, soil quality and entire ecosystems. The current impacts and possible future negative impact on the environment, agriculture and the economy are presented here.

Due to the higher soil acidity, some toxic elements are mobilized in the soils and their influence also leads to soil degradation. There is a reduction in soil activity, fertility and the soil loses its natural functions.

In the second part of the work I deal with soil neutralization procedures, especially liming, and the issues associated with these procedures.

At the end of the document there is a summary of the work, evaluation of the information and recommended procedures for corrective and preventive measures. The complete conclusion is a list of sources used and annexes.

Keywords: forest soil degradation, acidification of soils of the Czech Republic

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíl práce	2
3	Vlastní práce	3
3.1	Půda.....	3
3.1.1	Definice půdy	3
3.1.2	Složení půdy	3
3.1.3	Půdní reakce	5
3.1.4	Kvalita půdy	6
3.1.5	Funkce půdy	7
3.1.6	Degradace půdy	8
3.2	Acidifikace	10
3.2.1	Definice	10
3.2.2	Příčiny vzniku acidifikace a její důsledky	10
3.2.3	Pufrační kapacita půdy	13
3.2.4	Hliník v půdě a jeho vliv při acidifikaci	15
3.2.5	Acidifikace lesních půd v České republice	16
3.2.5.1	Historický vývoj a současný stav	17
3.2.5.2	Opatření zmírňující acidifikaci	19
3.2.5.3	Prognózy do budoucna.....	21
3.2.6	Metody sběru a analýzy dat.....	22
4	Závěr	23
5	Literatura.....	24

1 Úvod

Půdu lze vnímat jako nejcennější neobnovitelný zdroj energie na Zemi. Je třeba na ni nahlížet nejen jako na stavební prostředek a zdroj surovin, ale také jako na zdroj obživy a místo pro život všech žijících organismů. Půda je součástí ekosystému, a vytváří prostředí, které nám umožňuje život na Zemi. Využíváme její úrodnosti pro pěstování plodin. Avšak to, jakým způsobem s půdou hospodaříme, je jedním z klíčových faktorů určujících její kvalitu a tedy i úrodnost. Pro její správnou funkci je třeba respektovat přírodní podmínky, dbát na její ochranu a užívat vhodné způsoby jejího zpracování.

Od poloviny 19. století, po průmyslové revoluci, došlo v zemědělství k velkým změnám. Zvýšila se intenzita průmyslu i využívání zemědělských pozemků. Výrazně se také zvýšilo množství používaných umělých hnojiv a pesticidů. Právě intenzivní hnojení je jednou z možných příčin acidifikace půd. V lesních ekosystémech má nemalý vliv intenzivní a nevhodný způsob kácení stromů a nepřímý vliv člověka vypouštěním průmyslových emisí, které se poté prostřednictvím tzv. kyselého deště podílejí na zvýšení kyselosti lesních půd.

Acidifikace však není jen důsledkem antropogenní činnosti. Je to přirozený proces půdní degradace, který dlouhodobě snižuje neutralizační kapacitu půdy (NK). Je podmíněn složením mateční horniny, složením vegetace a klimatickými podmínkami, které jsou v tomto procesu zásadní. I přesto, že je půda vystavena procesu okyselení, je schopná udržet si relativně stabilní hodnoty pH. Jestliže je nadměrnému okyselení vystavena dlouhodobě, dochází k pomalému vyčerpání NK a pH půdy klesá (Kauppi et al 1986).

Především v lesním ekosystému je přirozená acidifikace půdy silnější a návrat do původního stavu, který je pro danou lesní oblast typický, je dlouhodobou záležitostí. Také zde činnost člověka přímo i nepřímo narušuje přirozené půdní procesy, a proto je i problematika acidifikace půd jednou z důležitých otázek ekologie, resp. environmentalistiky.

2 Cíl práce

Acidifikace půd je předmětem zájmu již desítky let. Cílem této rešerše je nastínit základní vlastnosti a funkce půdy k lepšímu pochopení závažnosti problematiky acidifikace půd, která je v posledních desetiletích jedním z vážných ekologických rizik.

V této práci se zabývám především okyselením lesních půd v České republice. Hlavním cílem je tedy upozornit na tato rizika a uvést možné negativní důsledky v lesních ekosystémech způsobené acidifikací. Shrnout hlavní důvody jejího vzniku, poukázat na historický vývoj lesních půd v České republice a také na to, v jakém stavu se lesní půda nachází dnes. Zmínit několik preventivních možností, jak acidifikaci předcházet, případně jak zmírnit její negativní vliv v již poškozených oblastech, a jak navrátit půdy do původního stavu. Dále také porovnat získané informace z dřívějších let s informacemi ze současnosti a odhadnout potencionální vývoj situace do budoucna.

V závěru dojde ke shrnutí získaných informací a vyhodnocení současné situace.

3 Vlastní práce

3.1 Půda

3.1.1 Definice půdy

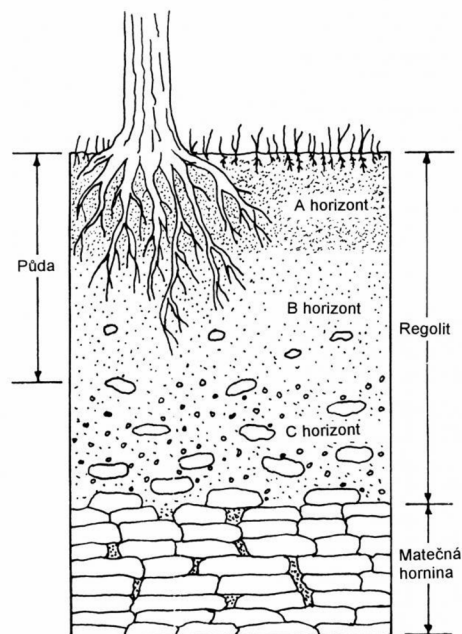
Půda tvoří svrchní část zemské kůry. Je tvořena živou i neživou hmotou. Vzniká působením půdotvorných procesů (zvětváním hornin a minerálů, akumulace minerálních látek působením větru, vody nebo ledu) a následným působením živých organismů. Proces vzniku půdy se nazývá **pedogeneze**.

Součástí půdy je i neživá organická hmota tvořená odumřelými zbytky rostlin a živočichů. Kompletně rozložený materiál nazýváme půdní humus, na jehož tvorbě se tedy podílí prostředí, klimatické podmínky a biocenóza daného prostředí.

Vznik půdy je velmi dlouhodobým procesem, a proto ji řadíme k neobnovitelným a omezeným zdrojům Země. Společně s atmosférou, hydrosférou, litosférou a biosférou tvoří základní funkční ekosystém, v němž jsou tyto faktory vzájemně propojené. Dojde-li k narušení jednoho z nich, bude ovlivněn celý ekosystém (Northcliff et al. 2012)

3.1.2 Složení půdy

Půdní profil obecně dělíme do několika částí (obr. č. 1). Základním materiálem, ze kterého půda vzniká, je mateční hornina. Jedná se o nejhlubší vrstvu, která udává zrnitostní složení půdy a chemické složení půdního roztoku. Mateční horninu překrývá neuspořádaný materiál – **regolit**, jehož svrchní vrstvu nazýváme půdou. Půda je oproti regolitu obohacená o kořeny rostlin, žijící organismy a jejich odumřelé zbytky. Jednotlivé vrstvy půdy nazýváme **horizonty**. Ty se na různých místech liší svými vlastnostmi a jsou důležité pro klasifikaci půd. Mnoho půd se vyznačuje prostorovou heterogenitou a časovou proměnlivostí.



Obr. č. 1 Horizonty půdního profilu. Převzato od Šimek 2003

U většiny půd je pevný podíl tvořen minerálními částicemi, nazýváme je tedy minerálními půdami. Půdy, které jsou z 15 i více jak 20 procent tvořeny organickými látkami, nazýváme půdami organickými (Šimek 2005)

Významný vliv na půdní vlastnosti má právě její složení. Půda je tvořena živou i neživou hmotou a je tedy komplexní směsí minerálů, vody, vzduchu, žijících organismů a produktů jejich transformací a degradací. V typické minerální půdě největší podíl půdních složek zaujímá minerální hmota (tvoří asi 45 %). Dále půdní voda (cca 25 %) a půdní vzduch (také asi 25 %), které vyplňují póry různých velikostí a dochází v nich k většině fyzikálních a biologických procesů (pohyb organismů, růst kořenů, apod).

- **Půdní voda** – je obohacena o organické a minerální látky a díky pomalému rozpouštění těchto látek slouží k výživě rostlin. Důležitým ukazatelem je množství vody v půdě, koncentrace látek v půdním roztoku (běžně nepřesahuje 1 %) a jejím pH. Jestliže jsou všechny póry nasyceny vodou, pak je výměna plynů mezi půdou a atmosférou velmi pomalá a dochází ke vzniku anaerobních podmínek v půdě, což má negativní vliv na rostliny.
Na vodu v půdě působí dvě protichůdné síly. Gravitace a vztlakovost. Díky adhezním silám a soudržnosti molekul vody dochází ke stoupání vody vzhůru skrze póry v půdě. Vztlakovost má vyšší intenzitu v jílovitých půdách, kde se vyskytuje více menších (kapilárních) pórů. Gravitace naopak zaručuje rychlejší stékání vody do hlubších vrstev v hrubších písčitých půdách. Pohyb a zadržování vody v půdě tedy výrazně závisí na struktuře půdy.
- **Půdní vzduch** – vyplňuje póry, které nejsou zaplněny vodou. Obsahuje více oxidu uhličitého (CO₂) a méně kyslíku (O₂) než atmosferický vzduch a často obsahuje i další plyny, jako například metan a oxidy dusíku, síry aj. Z hlediska obsahu jsou na sobě půdní voda a vzduch závislé veličiny. (Harold & Magdoff 2009)
- **Organická hmota** – je tvořena především rostlinnými a živočišnými zbytky. Obsahuje živou (mikroorganismy, rostliny a tkáně zvířat) i neživou (částečně rozložené materiály) biomasu a neživé materiály, které jsou základem humusu. V půdní organické hmotě je z 50 % obsažen uhlík (C), 40 % zaujímá kyslík (O), 5 % vodík (H), 4 % dusík (N) a 1 % síra (S) (Toor & Shober 2018). Organická hmota napomáhá snížit toxicitu hliníku a půdy s vyšším obsahem organické hmoty budou snáze odolávat změnám pH (Harold & Magdoff 2009).
- **Minerální složka** – zaujímá až 98 % tuhé fáze půdy. Vzniká zvětráváním matečných hornin a substrátů a je směsí minerálů různých velikostí, které určují půdní strukturu. Složení mateční horniny určuje zastoupení jednotlivých primárních minerálů v substrátu.
Všechny rostliny potřebují ke správnému vývoji a růstu prvky, které získávají ze vzduchu, vody a především z půdy. Tyto živiny jsou pro rostliny dostupné díky

fyzikálnímu, biologickému a chemickému zvětrávání primárních minerálů. Rychlost zvětrávání závisí na několika faktorech, včetně klimatických podmínek a minerálních vlastností. Obecně lze říci, že mladé půdy obsahují více živin, než starší, již značně zvětralý, půdní materiál. Esenciální živiny jsou pro rostliny dostupnější v rozmezí hodnot 6 – 7 půdního pH (Harold & Magdoff 2009).

Základní půdní materiál běžných hornin je zastoupen živci, kde převládá vápník (Ca), sodík (Na) a draslík (K), dále amfiboly a pyroxeny s majoritním zastoupením hořčíku (Mg), železa (Fe) a vápníku (Ca). Hlavními primárními minerály ve většině půd jsou živce, slidy a křemen, v menším množství jsou přítomny pyroxeny a rohovce. Tyto minerály jsou hlavním zdrojem draslíku v půdách (více než 90 %).

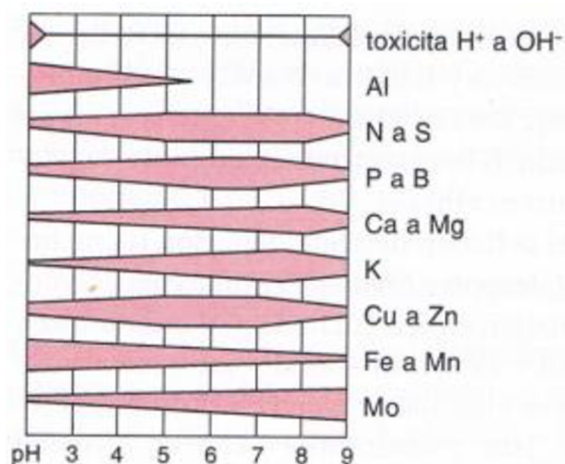
Primární minerály jsou zvětrávány ve vodném prostředí na sekundární minerály, jejichž živiny jsou vázány dostatečně silně, aby nedocházelo k jejich vylouhování, ale přitom jsou stále dostupné pro rostliny. Dostupnost minerálu pro rostliny je také hodnocena dle absorpční reakce, která je, z hlediska výživy rostlin, zásadní (Singh et al 2015).

Ze všech 18 prvků, které rostliny potřebují, jsou pouze 3, které jsou v půdách často v nedostatečné koncentraci. Jedná se o dusík, fosfor a draslík. V posledních desetiletích se klade vyšší důraz na životní prostředí a tyto prvky jsou více zkoumány, avšak špatné hospodaření s půdou a plodinami, nadměrné užívání hnojiv a hnoje, může mít negativní vliv na životní prostředí (Harold & Magdoff 2009).

3.1.3 Půdní reakce

Půdní reakce je měřítkem množství aktivních vodíkových iontů H^+ přítomných v půdě. Neustále dochází k disociaci (kyselé látky uvolňují vodíkové ionty) a asociaci (rozpuštěné zásady a bazoidy se s nimi slučují). Jejich množství a aktivita je ovlivněna hodnotou pH (Wade W., McCall, Watanabe R.T. 1980). Rozeznáváme dvě běžné půdní reakce: aktivní kyselost, způsobenou vodíkovými ionty v půdním roztoku a výměnnou kyselost, zahrnující vázaný hliník a vodík (Northcliff et al. 2012). Využívá se pro výpočet potřeby vápnění.

Půdní reakce velmi ovlivňuje úrodnost půdy. Některým příznivým bakteriím (*Rhizobia*, *Azobacter chroococum*, nitrifikační bakterie apod.), které jsou velmi důležité pro správnou biochemickou funkci půd, se ve velmi kyselém prostředí nedaří. To má za následek rozvoj škodlivých plísní a hub. Kyselé prostředí také zpomaluje mineralizační procesy, zhoršuje kvalitu humusových látek (více fulvokyselin a méně humínových kyselin) a mobilizuje hliník, železo a další rizikové prvky (Richter 2004). Kyselost půdních reakcí ovlivňuje aktivitu půdních organismů, dostupnost živin pro rostliny, růst a vývoj rostlin, složení půd, tvorbu a kvalitu humusu apod.



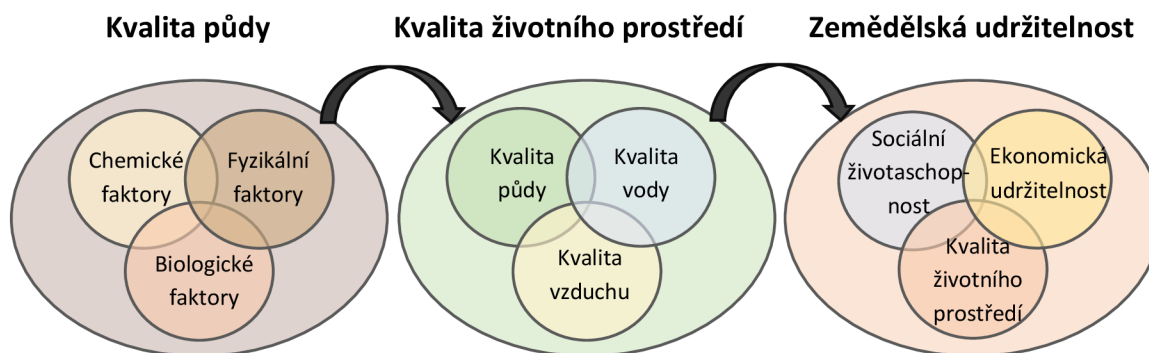
Obr. č. 2: Vztah půdní reakce a vybraných prvků půdního systému.

Převzato z „*Ekologie: jedinci, populace a společenstva*“ od Begon et al. 1997.

Dle obrázku č. 2 je patrné, že se snižující se hodnotou pH jsou prvky dusík, fosfor, draslík a hořčík méně dostupné, kdežto prvky hliník, železo, mangan a zinek se, v důsledku jejich rozpouštění, stávají v půdě hojně koncentrované. V zásaditém prostředí jsou naopak hojně zastoupené prvky vápníku, hořčíku nebo molybdenu. Výraznější kyselost či zásaditost půdy je kritická pro fosfor, který je dostupný pro rostliny pouze v malém rozmezí pH. V krajních hodnotách pak tvoří nerozpustné komplexy s Al, Fe, Mn, případně s Ca a Mg.

3.1.4 Kvalita půdy

Kvalita půdy zahrnuje mnoho důležitých aspektů, díky kterým je možné hodnotit její vlastnosti a zvolit vhodný management. Lze ji hodnotit dle fyzikálních (textura, hloubka, pórovitost, apod.), chemických (obsah a kvalita humusu, hodnota pH, apod.), a biologických (aktivita půdních enzymů, biomasa mikroorganismů, apod.) vlastností (Šarapatka et al. 2002). Jak je patrné z obrázku č. 3, všechny fyzikální, chemické i biologické vlastnosti se prolínají, vzájemně na sebe působí a udávají celkový zdravotní stav půdy. Zdraví půdy a kvalita jejího okolí nám v konečném důsledku udává také možnosti jejího udržitelného využití člověkem. Kvalita půdy tedy souvisí s úrodností půdy, potencionální produktivitou, udržitelností zdrojů a kvalitou životního prostředí. V Evropě se jako kvalitativní ukazatel zahrnuje i hladina kontaminujících látek a jejich účinek.



Obr. č. 3: vztah mezi kvalitou půdy, kvalitou životního prostředí a udržitelným zemědělstvím.

Data převzata z „Environmental Microbial Health Under Changing Climates: State, Implication and Initiatives for High-Performance Soils“ od Bhabananda Biswas

Jedna z definic, popisující kvalitu půdy, je definice Americké společnosti Soil Science Society of Amerika: „The capacity of a specific kind of soil function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation“ tedy schopnost půdy přirozeně fungovat za předpokladu udržení či zlepšení kvality prostředí a podporovat lidské zdraví.

Vlastnosti půdy se v čase dynamicky mění a veškeré funkce jsou spolu provázané, proto je kvalita půdy obtížně vyčíslitelná a v různých odvětvích se její hodnota může lišit (Singer, Sojka 2002).

3.1.5 Funkce půdy

Půda je komplexní směsí minerálů, vody, vzduchu, organismů a produktů jejich transformací a degradací. Plní mnoho funkcí, které jsou nezbytné pro život na Zemi. Rozlišujeme funkce produkční a funkce mimoprodukční. (Nortcliff et al. 2012)

Mezi hlavní funkce půdy patří schopnost vytvořit podmínky pro život, schopnost produkce biomasy a přeměna látek anorganických na látky organické. To je zásadní k zabezpečení potravin pro lidstvo a zemědělská zvířata.

Neméně významná je pufrací schopnost. Půda je schopná vyrovnávat kyselé vstupy, sorpci živin a vstupy znečišťujících látek a vrací se k přirozeným půdním procesům (Northcliff et al. 2012). Pufrací teorii se budu podrobně zabývat v kapitole 3.2. Acidifikace.

Důležitou součástí je také filtrační funkce, díky které dochází k pročištění a detoxikaci půd. Půda se také významně podílí na koloběhu vody v krajině a díky své absorpční schopnosti výrazně zasahuje do regulace klimatu Země.

Půda také uchovává genetické informace, stabilizuje biodiverzitu, poskytuje životní prostor rozkladným a jiným půdním organismům (Brtnický et al. 2012).

Je vhodné zkoumat vlastnosti a funkce půdy dle jednotlivých složek, které nám umožní získat dostatečný přehled o jejich základních charakteristikách. Nicméně ve výsledku je nutné

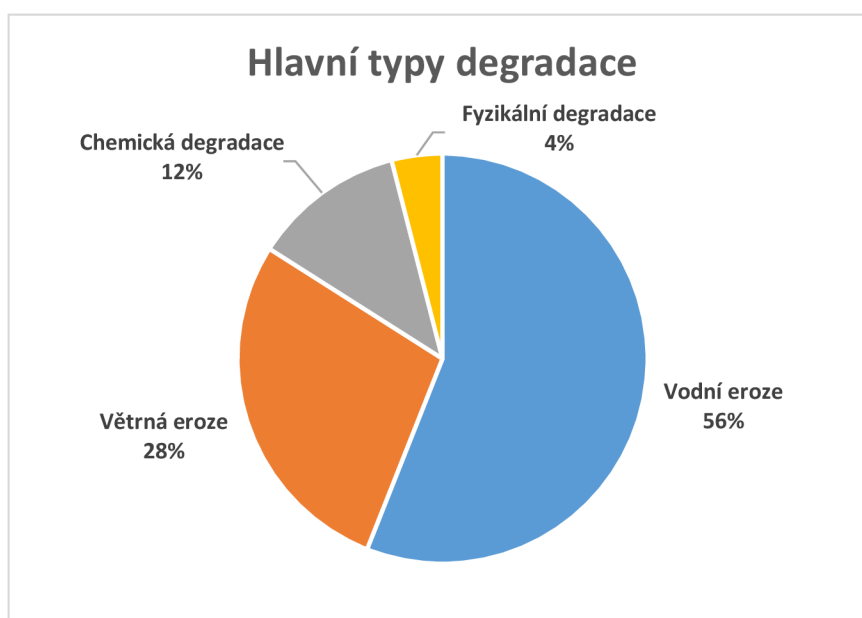
na půdu nahlížet jako na ucelený organický systém, kde se funkce prolínají a vzájemně na sebe působí.

3.1.6 Degradace půdy

Degradace půdy je proces znehodnocování půdy přirozenou nebo umělou antropogenní činností. Jako narůstající ekologický problém je degradace půd vnímána od 20. st. v důsledku populační exploze (Šarapatka et al. 2002).

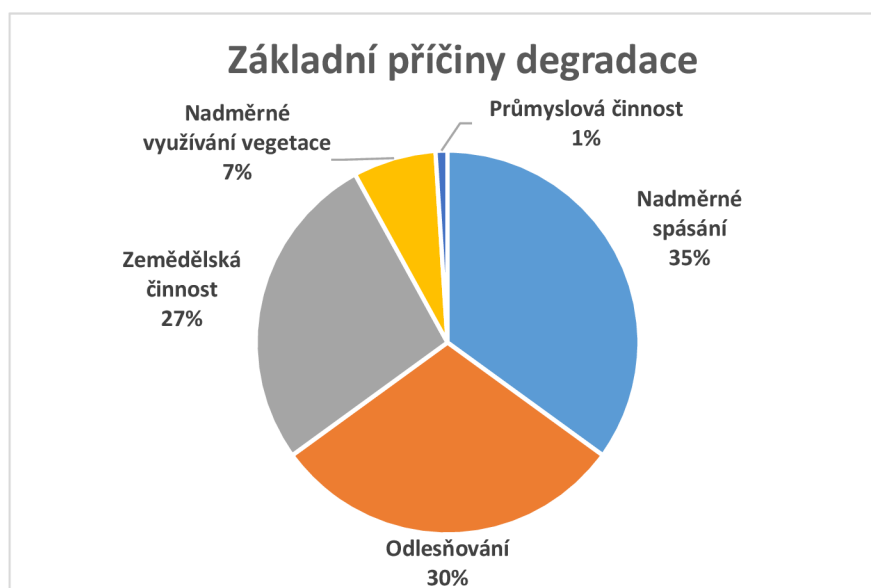
Důsledky degradace půdy lze rozdělit na fyzikální, chemické a biologické a její příčiny jsou podmíněny mnoha faktory. Tyto faktory pak mohou být intenzivně ovlivněny i lidskou činností.

Hlavní typy a příčiny půdní degradace



Graf č. 1: Hlavní typy degradace. Data převzata z FAO 2015

Nejvýraznějším typem degradace je vodní eroze, která společně s větrnou erozí zaujímá 84 % z celkového množství ve výše uvedeném grafu. Dalším z uvedených typů půdní degradace je chemická degradace způsobená ztrátou nebo nedostatkem živin a organické hmoty. Spadá do ní salinizace, acidifikace a chemické znečištění půdy. Jak již bylo zmíněno výše, všechny aspekty životního prostředí se vzájemně prolínají a vzájemně na sebe působí, a tedy i různé typy degradace mohou být konečným důsledkem a zároveň i příčinou vzniku okyselení půd.



Graf č. 2: ZData převzata z FAO 2015

Největší procentuální podíl ve výše uvedeném grafu zaujímá nadměrné spásání (35 %). Druhý největší podíl zaujímá odlesňování, které dosahuje 30 % z uvedených příčin. Deforestace způsobí vysoký úbytek živin z půdy, což snižuje schopnost úrody a nakonec způsobí okyselení půdy.

Ke snížení množství živin v půdě dochází také v důsledku nevhodné zemědělské činnosti, která dosahuje 27 % (FAO 2015). Některé chemikálie z používaných hnojiv mohou způsobit denaturaci základních půdních minerálů a ztrátu živin v půdě. Zvýšená rychlost degradace, snížení biologické aktivity a hromadění toxických látek.

Také průmyslová a těžební činnost – poničení porostů a uvolnění toxických chemikálií do půdy, vody a ovzduší, zhoršuje fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy.

V posledních letech začínají převládat faktory znehodnocující půdu antropogenní činností, která může k degradaci půdy značně přispívat. Jedná se například o změnu nebo úplné odstranění přirozené vegetace, těžbu surovin, akumulaci toxických a škodlivých látek, intenzivní chov zvířat, nevhodnou kultivaci a následnou erozi nebo utužení půdy. Procesy desertifikace, acidifikace, zamokření, zasolení nebo odlesňování. Všechny tyto procesy mají negativní vliv na půdu a její vlastnosti (Šarapatka et al. 2002).

3.2 Acidifikace

Problematika okyselení půd je velmi diskutovaným tématem posledních let. Zasahuje do mnoha důležitých oblastí včetně zemědělství, lesního hospodářství a ekonomiky celého světa.

3.2.1 Definice

Acidifikace, tedy okyselení půd, je jeden z typů degradace půdy a snížení pufrací schopnosti půdy (Brtnický et al. 2012). Jedná se o dlouhodobý a kumulativní proces, kdy dochází k tvorbě kyselin v půdě nebo jejich přísunu z vnějšího prostředí. Mezi hlavní příčiny vzniku acidifikace patří srážky a vyluhování, kyselá mateční hornina, rozpad organické hmoty, nadměrná sklizeň výnosných plodin a nitrifikace amonia (Zhang 2017).

Okyselování půdy způsobuje vyplavení bazických kationtů a jejich nahrazování ionty hliníku nebo vodíkovými ionty H^+ (Hruška et al. 2001). Zjednodušeně můžeme říci, že půda se stává kyselou, jakmile je v ní nadbytek kyselých kationtů (H^+ nebo Al_3^+) v porovnání s alkalickými kationty (jako je Ca_2^+ , Mg_2^+ , K a Na^+) (Zhang 2017). Při menší intenzitě okyselování je půda schopna poskytnout jímký pro vodíkové ionty a tím zabránit tak výraznému negativnímu vlivu (Kauppi et al. 1986). Jestliže je však půda vystavena výraznější acidifikaci dlouhodobě, rostliny přichází o zdroj živin (Hruška et al. 2001). Důsledkem může být masivní poškození vegetačního pokryvu a zvyšující se koncentrace mobilního Al v půdách (Mládková et al. 2005).

Kyselý stres, jako vstup vodíkových iontů do půdy, hodnotíme dle dvou odlišných aspektů – okamžitá míra stresu a akumulací zatížení. Druhý z ukazatelů udává intenzitu stresu, která odkazuje na akumulaci zatížení v průběhu několika let. V praxi je tato hodnota udávána jako vstup vodíkových iontů za rok. Jednotkou je kilomol kyselosti na hektar za rok [kmol/ha/rok] (Kauppi 1986).

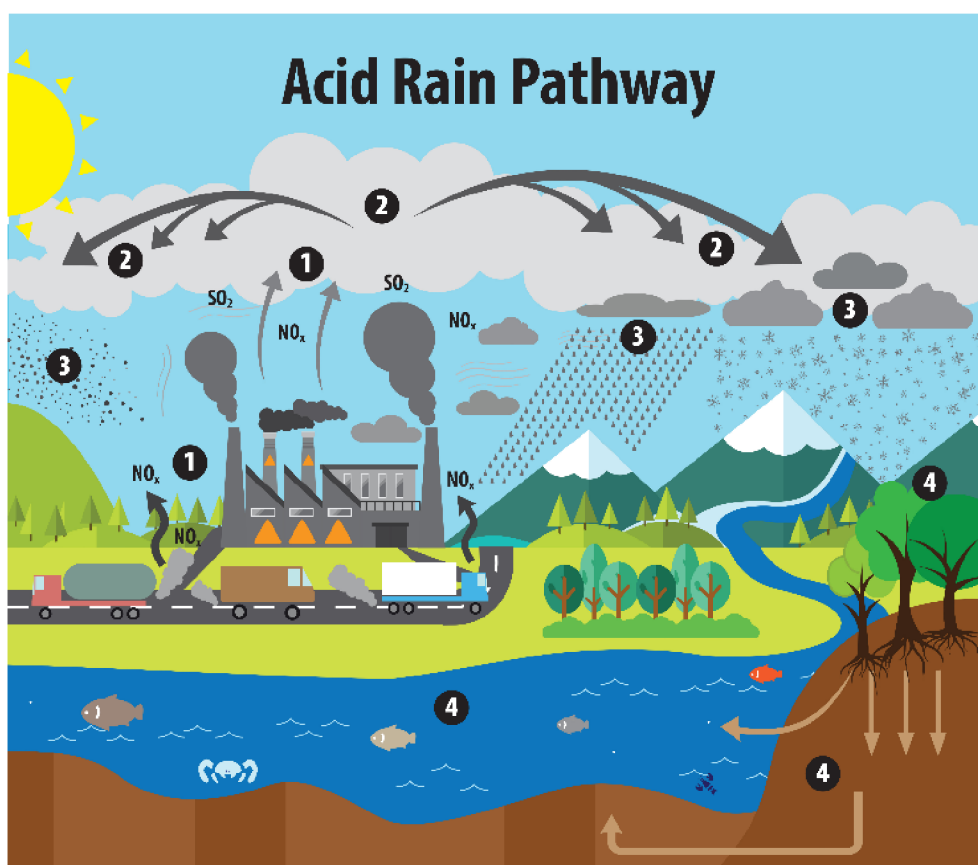
3.2.2 Příčiny vzniku acidifikace a její důsledky

Kyselost půdy je ovlivněna jak přirozenými, tak i antropogenními vlivy. V lesních ekosystémech dochází k přirozené acidifikaci v závislosti na druhu porostu – především v jehličnatých lesích (Mládková et al. 2004). Organické látky se rozkládají a z nich vznikají organické kyseliny. Pomocí uhličitánů a bazických kationtů (Ca, Mg, K) dochází k jejich neutralizaci a ke vzniku solí organických kyselin. Ty jsou vyplavovány z půdy, která tím nabývá kyselého charakteru (Moravčík & Ciencialla 2002). V listnatých lesích je proces okyselení mírnější. Dochází zde totiž k pravidelnému opadu listů, které se rozkládá a slouží jako zdroj organické hmoty. Hmotnost opadu a obsah dusíku jsou důležitými ukazateli pro základní půdní procesy (Binkley & Giardina 1998).

Dalšími faktory jsou klimatické podmínky a složení mateční horniny (Kauppi et al. 1986). Písčité půdy mají sníženou zásobu živin v původním materiálu a podléhají i větším ztrátám

živin při tvorbě půdy. Procesy spojené s vodou jsou v písčitých půdách velmi omezeny oproti jílovitým půdám, kde se voda drží po delší dobu (Anderson 1988).

Primárně však můžeme acidifikaci lesních půd připisovat vysokým kyselým srážkám (obr. č. 4). Kyselé depozice (například SO_2 , NO_x nebo CO_2) jsou dopravovány z atmosféry skrze stážky do půdy a oceánů a dlouhodobě tak narušují přirozený systém (Borůvka et al. 2007). Jakmile je hydrologická bilance nerovnoměrná v oblasti srážek, výparu a transpirace, dochází k vertikálnímu pohybu vody v půdním profilu. Gravitace způsobí odplavení bazických kationtů Ca^{2+} , Mg^{2+} a K^+ (Rengel 2003), což se projevuje změnami půdních reakcí a snížením hodnoty pH (Borůvka et al. 2007). V kombinaci s kyselým horninovým podložím a s vysazenými smrkovými monokulturami dochází k vysokému okyselení půd především v horských oblastech. Vyšší kyselost půdy má také za následek rychlejší zvětvávání hlinitokřemičitanů způsobené kyselinou uhličitou a organickými kyselinami (fulvokyselinami a huminovými kyselinami), které pochází z rozkladných procesů organických látek nebo například nitrifikací. Dochází k přeměně skupenství hliníku z pevné fáze na mobilní fázi, která může být pro rostliny toxická. Tento proces není z hlediska okyselení půd tak výrazný, ale je značně umocněn vstupem minerálních kyselin z oxidů síry a dusíku (Pierzynski et al. 2000, Sposito 1996).



Obr. č. 4: Schéma kyselého deště.

Emise SO_2 a NO_x jsou vypouštěny z průmyslu a dopravy (1) do ovzduší, kde dochází k reakci s H_2O , O_2 a dalšími složkami atmosféry (2) za vzniku kyseliny sirové a kyseliny dusičné. Tyto částice mohou být transportovány do velkých vzdáleností (3), Na zem poté padají jako suchá nebo mokrá depozice (déšť, sníh, prach, ..) a mohou negativně působit na půdu, vodu, vegetaci a další krajinné prvky (4). Převzato z EPA.gov.

Také atmosférický CO₂, jehož zdrojem je především automobilová doprava, je nemalým problémem v otázce okyselování prostředí. Jeho depozice snižuje pH oceánu a způsobuje změny v chemii uhličitanu mořské vody. Jedním z efektů okyselování oceánů je snížení stavu nasycení uhličitanem vápenatým. Vysoký obsah CO₂ v oceánech vážně narušuje kalcifikaci a rychlost růstu organismů tvořících lastury (Doney et al. 2009).

Depozice dusíku a síry se staly předmětem zájmu až od roku 1960, kdy se začaly zahrnovat do emisních inventur kyselých prekurzorů (SO₂, NO_x a NH₃). Se zvyšující se kvalitou získaných dat se zvyšovala úroveň dostupných podrobností a s postupem času se také značně měnily hranice územních celků, proto Wolfgang Schoop ve své práci „Long-term development od acid deposition (1880 – 2030) in sensitive freshwater regions in Europe“ rozlišuje tři období:

1880 – 1960 – značný nárůst emisí a kyselých depozicí.

1960 – 1990 – vznik mnoha studií a zavedení některých opatření proti vypouštění škodlivých emisí i napříč státy. Okyselení půd je již chápáno jako značný ekologický problém.

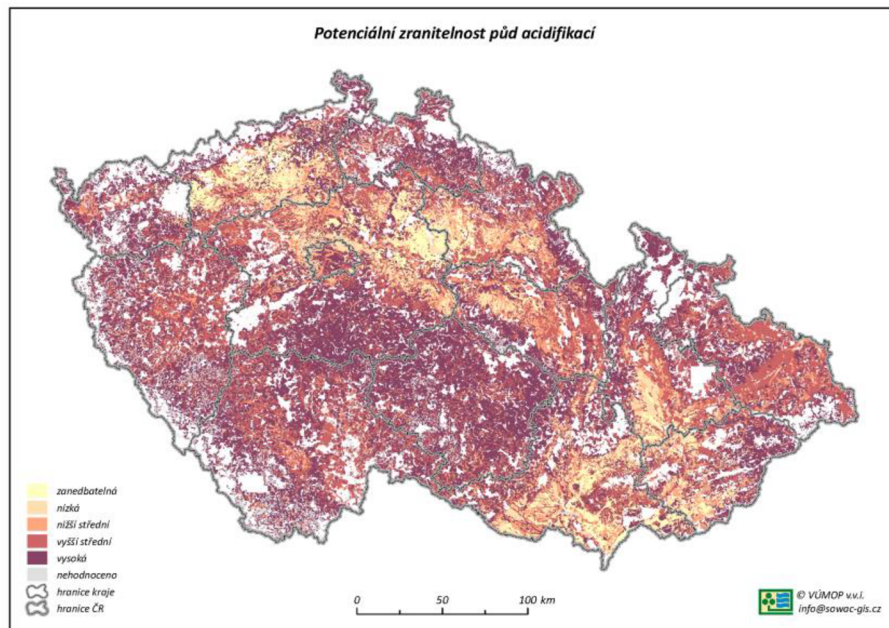
1990 – 2030 – Evropské státy jsou prostřednictvím právních předpisů nuceny reagovat na problematiku vypouštění emisí, vznikají studie a plány do budoucna pro zmírnění následků acidifikace půd.

Kyselé srážky již několik desetiletí negativně působí na pH půd a oceánů. Dochází tak dlouhodobě k působení kyselých depozic a návrat do původního stavu je velmi zdoluhavý a složitý proces. Depozice dusíku a síry je problematická zvláště v horských oblastech mírného pásma. K negativnímu vlivu zde mnohdy přispívá i strmý terén, mělké půdy a krátká vegetační období, které způsobují nižší kapacitu vázat dusík a následný zvýšený přísun kyselin do půd (Bowman et al. 2008). Příčinou je uvolňování nerozpustných toxických látek.

Mezi další negativní vlivy antropogenního charakteru patří změny složení vegetace a nevhodný způsob hospodaření (pěstování jehličnatých monokultur, holoseče, stejná věková struktura lesa apod.). Působení těchto vlivů je navzájem spjato, a proto nelze jednoznačně kvantifikovat míru vlivu jednotlivých faktorů (Moravčík & Ciencialla 2002).

Zemědělství také značně urychluje proces okyselování půd. Většina výnosných plodin je zásaditého charakteru. Pro svou výživu přijímají bazické kationy z půdy a jejich sklizní dochází k definitivnímu odstranění základního materiálu z dané oblasti. V důsledku toho dochází k okyselení půdy (Zhang 2017). V oblastech s nízkými srážkami je zemědělsky vytvářená půdní kyselost hrozbou pro udržitelnost intenzivního pěstování plodin. Proto je důležité provádět preventivní opatření, aby k degradaci nedošlo. Jelikož acidifikace zemědělských půd je proces pozvolný, následky nejsou tak zřejmé a pokled produkce plodin je mnohdy připisována jiným faktorům (Small 2016).

Dle statistik výzkumného ústavu meliorací a půd je na území české republiky zranitelnost půd potenciální acidifikací (obr. č. 5) vysoká.

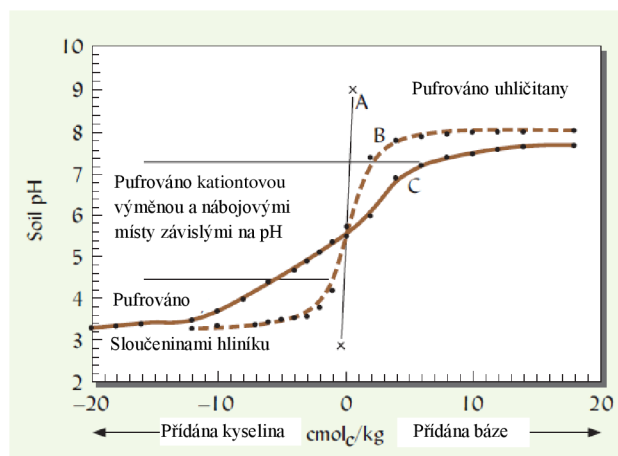


Obr. č. 5: Potencionální zranitelnost půd acidifikací.

Tmavě vyznačené oblasti jsou vystaveny vysokému riziku acidifikace a u světle vyznačených oblastí je toto riziko zanedbatelné. Bílá místa na mapě nejsou hodnocena. Převzato z www.vumop.cz

3.2.3 Pufrací kapacita půdy

Okyselení půd přirozenými vlivy je půda většinou sama schopna neutralizovat pomocí pufrace (Samec & Vavříček & Macků 2008). Pufrací kapacita je množství kyseliny nebo zásady, které může roztok nasáknout dříve, než se jeho pH začne výrazně měnit. Půda tedy přirozeně odolává kyselým vstupům a je schopná i případného návratu k přirozeným půdním procesům. Zdravá půda tak zůstává dlouhodobě stabilní.



Obr. č. 6: Schéma pufrací kapacity půd.

Při nízkém pH je většina půd vysoce pufovaná hydrolyzou a srážením sloučenin hliníku a při vysokém pH srážením a disociací uhličitanu vápenatého (obr. č. 6). Na středních hodnotách pH (4,5 – 7,5) je pufování udržováno získáváním nebo ztrátou H^+ iontů na výměných místech jílu a humusových koloidech. Půdy s vyšším obsahem organické hmoty nebo jílu (C) budou pravděpodobně disponovat i lepším pufovacím účinkem, než půdy s nižším obsahem humusu nebo jílu (B).

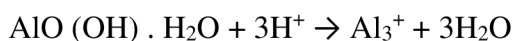
Pufraci lze demonstrovat porovnáním titračních křivek pro čistou vodu s křivkami pro různé půdy (obr. č. 5). Při aplikaci takového množství báze (například vápna), aby došlo k neutralizaci iontů H^+ v půdním roztoku, se reakce pohybuje zleva do prava a dochází k minimalizaci změny pH. Pokud se koncentrace iontů H^+ zvýší (například aplikací hnojiv nebo organickým rozpadem), reakce se pohybují zprava doleva, dochází ke spotřebě přidaného H^+ a k neutralizaci roztoku (ZDROJ!). Míra nasycení bází nám v základu udává kyselost půdy. Pro kyselé půdy jsou typické slabě nasycené zásady a pro neutrální až zásadité půdy jsou to silně nasycené zásady (Tamm 1976).

Pokud je do systému přidáno malé množství báze, vodíkové ionty jsou neutralizovány a hliníkové ionty v roztoku jsou vysráženy jako $Al(OH)_3$. Hliníkové ionty hydrolyzují za vzniku H^+ iontů a pH zůstává stejné jako před přidáním báze. Jestliže jsou do systému přidány ionty H^+ , některé z nich budou absorbovány jílem za současného uvolnění dalších iontů. Dojde k mírnému zvýšení aktivní kyselosti a tedy i snížení pH půdy (Shoily 2021). Reakce, které buďto spotřebovávají nebo produkují H^+ ionty, tedy zabraňují rychlým změnám pH půdy.

Vápenité půdy, obsahující uhličitanové minerály, mají vyšší pH i pufrací kapacitu (Zhang et al. 2016). Především díky obsahu uhličitanu vápenatého ($CaCO_3$) mohou tlumit okyselování půd tvorbou hydrogenuhličitanu.



Při jeho vyčerpání dochází k náhradě všech organických iontů a minerálních kationtů protony a při nižším pH, než 4,2, dochází k uvolňování hliníkových iontů (Nortcliff et al. 2012).



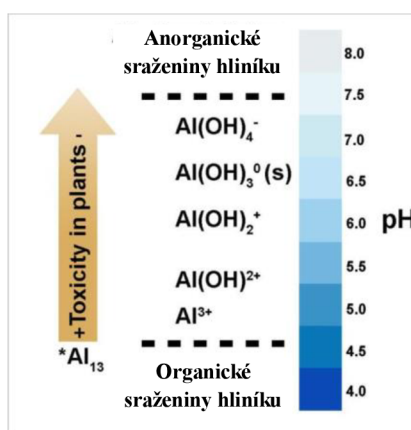
Také při aplikaci dusíkatých hnojiv dochází k výraznému poklesu koncentrace uhličitanu vápenatého a půda se stává kyselejší. Stejného efektu dosahuje depozice atmosferického dusíku (Zhang et al. 2016).

Acidifikace pufrací schopnost výrazně snižuje a zároveň při nízké pufrací schopnosti se prohlubují účinky kyselých depozic. Hlavními činiteli jsou půdní jíl, jehož obsah udává intenzitu výměnných reakcí s půdním roztokem, a půdní organická hmota, která je schopná vázat zásoby živin. Jestliže dojde k úbytku humusu a narušení jílových minerálů, dojde k výraznému snížení retenční vodní kapacity a půda nabývá železitého charakteru. Dochází pak

k trvalé degradaci stanoviště (Samec & Vavříček & Macků 2008). Obecně lze tedy říci, že složení půd schopnost pufrace výrazně ovlivňuje.

3.2.4 Hliník v půdě a jeho vliv při acidifikaci

Hliník je nejrozšířenějším kovem v zemské kůře, jehož dostupnost pro rostliny závisí na pH půdy. V půdách, které nejsou kyselé, se hliník vyskytuje v nerozpustných formách a rostliny jej nedokáží přijmout. Zda je hliník prospěšný či toxický určují faktory, jako jeho koncentrace, druh rostliny, pH půdy, chemická forma a podmínky růstu (obr. č. 7). Mezi pozitivní účinky hliníku na rostliny patří například stimulace růstu kořenů, zvýšení aktivity enzymů a zvýšený příjem živin (Mládková et al. 2005).



Obr. č. 7: Chemie hliníku se změnou půdního pH a její toxické účinky na rostliny. Převzato od Quintal et al. 2017

Se zvyšující se hodnotou pH dochází ke změnám v chemické formě hliníku. Již od pH 5,5 dochází k možné toxicitě hliníku, což negativně ovlivňuje půdní vlastnosti. Toxický účinek hliníku na rostliny je v pořadí od nejvyšší toxicity Al_{13} po nejméně toxickou formu hliníku $Al(OH)_4^-$ (Neenu & Karthika 2019).

V půdě se vyskytují 3 formy hliníku: hydroxo-Al komplexy, anorganické Al komplexy a organické Al komplexy. Ve všech případech může existovat jako monomer nebo polymer. Hydroxo-Al komplex se slučuje s OH nebo OH_2 skupinami (např. $Al(OH)_4^-$). Při kombinaci s fluoridem, síranem nebo například fosfátem, dochází k tvorbě dalších anorganických komplexů. Tvoří také organické komplexy díky oxalátu, citrátu, apod. Ve srovnání s anorganickými a organickými formami jsou hydroxo-Al formy pro růst rostlin toxičtější (Neenu & Karthika 2019).

Při dlouhodobé acidifikaci dochází k vyplavování bazických kationtů z půd (Ca, K, Mg, Na) a hliník spolu s dalšími toxickými kovy jsou v půdní vodě obsaženi v rozpuštěné formě ve vysokých koncentracích. Právě nízký poměr bazických kationtů a hliníku (Bc/Al) v půdním roztoku negativně působí na kořenový systém rostlin. Ionty hliníku se usazují na výměnných místech buněčných membrán kořenového systému a zabraňují tak navázání Bc (Hruška et al. 2001). Podobně to platí i v případě volných vodíkových iontů H^+ (Arbestain et al 2002). Kořeny odumírají, rostlina trpí nedostatkem živin a vody a může dojít až k úhynu jedince (Hruška et al. 2001).

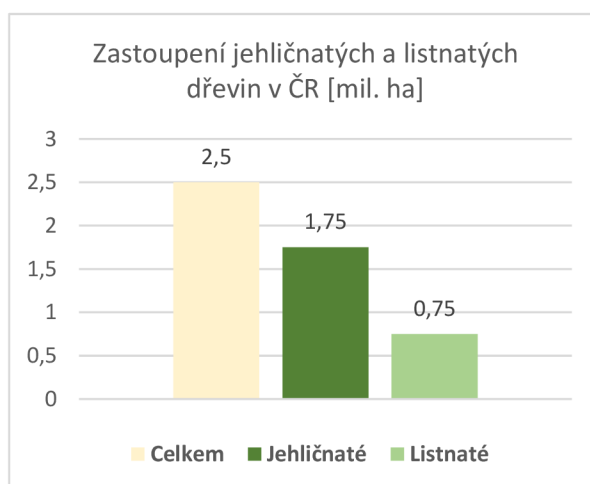
Jedním z negativních důsledků nízkého poměru Bc/Al je i blokování příjmu hořčíku rostlinami. Typicky pak v B-horizontech lesních půd trpí stromy chlorózou – žloutnutím jehlic. Velmi nízký poměr Bc/Al (méně než 1) je též sledován v České republice. Adaptací rostlin na nedostatečný příjem hořčíku je mělčí zakořenění. Kořenový systém jehličnatých stromů je přirozeně mělký, ale s nedostatečným příjmem živin se tato vlastnost ještě více prohlubuje. Tyto stromy jsou pak velmi náchylné vůči mrazu, suchu a dalším vlivům (Hruška et al. 2001).

Hliník má také tendenci vázat se s fosforem (P) v nerozpustné formě v půdě a kořenech rostlin. Fosfor je prvek s velmi malou koncentrací v půdě, ale nezbytný pro růst rostlin. Stává se tedy nejvíce limitující minerální živinou rostlin. V kyselých půdách dochází snadno k navázání na hliník nebo železo. Stává se tak pro rostliny méně dostupným, čímž vzniká jeho nedostatek (Kochian et al. 2004). Jestliže dochází k negativnímu vlivu hliníku na stromy po delší dobu, důsledky mohou být fatální pro celý lesní ekosystém.

3.2.5 Acidifikace lesních půd v České republice

Česká republika se nachází v oblasti mírného pásma a zastoupení dřevin je zde poměrně variabilní. Dle výsledků celoplošné statistické inventarizace lesů v České republice jsou z celkové výměry lesní plochy (2,5 mil. ha) zastoupeny ze 70 % jehličnaté stromy, z nichž je jasně převažující smrk ztepilý (*Picea Abies*), a z necelých 30 % stromy listnaté (obr. č. 8), převážně buk (*Fagus*) a dub (*Quercus*). Ačkoliv bukových a dubových porostů za posledních 20 let značně přibýlo a smrkových porostů lehce ubylo, stále dochází k výrazným negativním vlivům okyselování půd, a to především díky vysokému procentu smrkových monokultur, které jsou k procesu okyselení náchylné (ÚHÚL 2020).

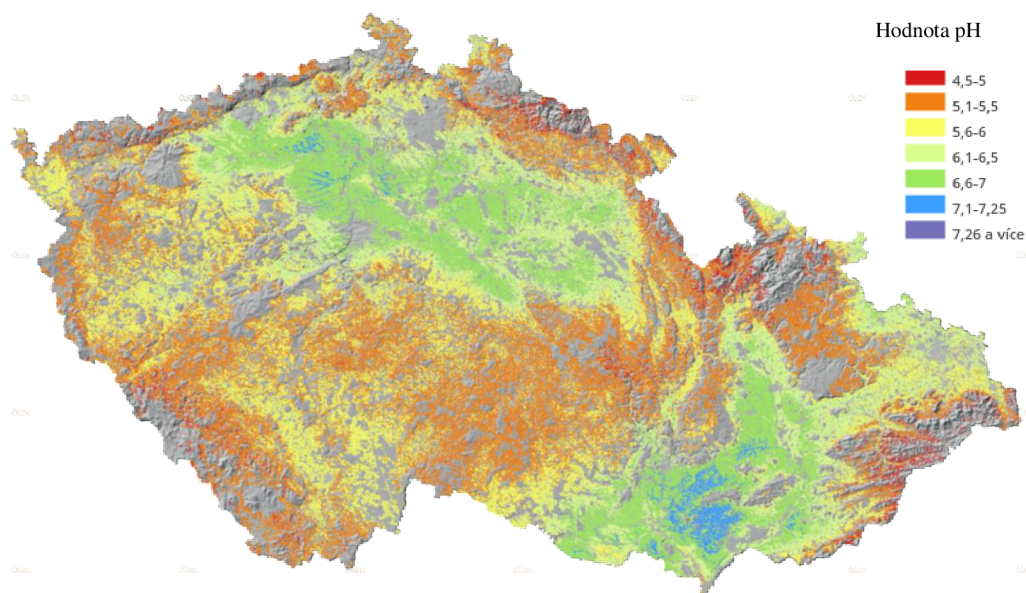
Lenka Mládková spolu s kolegy ve svém výzkumu v Jizerských horách prokázali, že různé formy hliníku jsou ovlivňovány různými činiteli, jako jsou nadmořská výška, půdní organický horizont nebo druhové složení vegetace. Například nadmořská výška nejvíce ovlivňuje fytotoxické mobilní formy hliníku, kdežto organicky vázané formy hliníku jsou ovlivněny druhovým složením lesa. Netoxické formy hliníku jsou pozorovány hojněji v listnatých lesích.



Obr. č. 8: Zastoupení jehličnatých a listnatých dřevin v ČR.

Data převzata z ÚHÚL 2020.

Acidifikace tedy především postihuje oblasti ve vyšších nadmořských výškách (obr. č. 9) s porostem jehličnanů (Mládková et al. 2004). Nejnižší hodnoty pH lesních půd v České republice byly naměřeny v oblastech Beskyd, Jeseníků, Krkonoší, Krušných hor, Šumavy, Českého lesa a Vysočiny, a to až na hodnoty pH 4,5 (obr. č. 9).

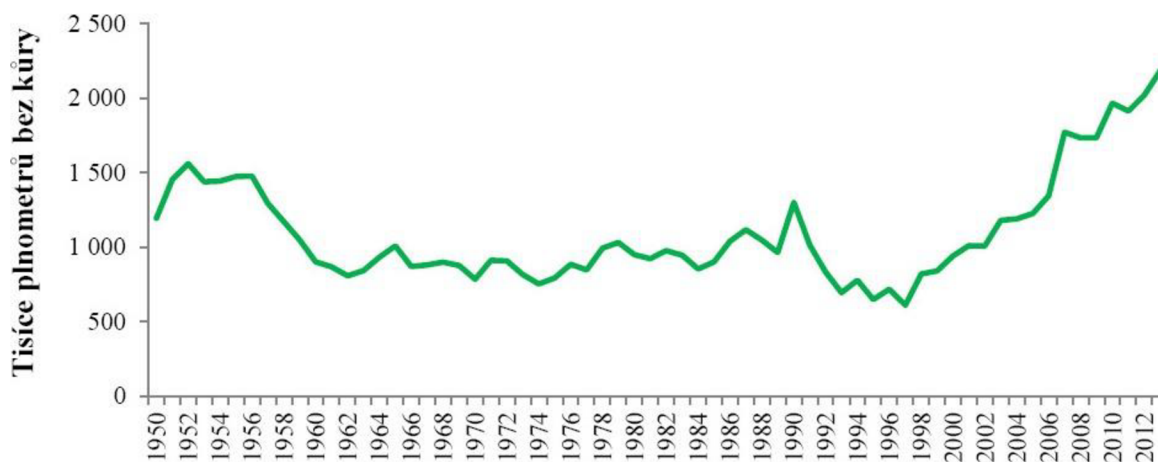


Obr. č. 9: Hodnota pH půdy v České republice.

Zdroj: kpp.vumop.cz

3.2.5.1 Historický vývoj a současný stav

Již před rokem 1750 se s lesními porosty zacházelo velmi nešetrně. V důsledku velkoplošné těžby (obr. č. 10) a žďáření lesů mohlo již tehdy docházet k narušení látkových toků v lesních půdách. Největším zásahem byl přechod z klasického zemědělství na intenzivní průmyslové zemědělství. Industrializace způsobila velký průmyslový rozmach, ale vzhledem k vysoké spotřebě energie bylo vytěženo velké množství přírodních zdrojů, včetně dřeva. Docházelo k velkoplošnému odlesňování a následnému spalování, díky kterému se do ovzduší dostávalo nekontrolované množství kyselých zplodin (Samec & Vavříček & Macků 2008). V důsledku nadměrné acidifikace docházelo také k hromadnému zániku lesních porostů v mnoha horských oblastech České republiky (Hrkal et al. 2004). Během 90. let 20. stl. se depozice síry v ČR podstatně snížily (až o 90 %), a to především díky přísnější kontrole emisí vypouštěných z průmyslu (Navrátil et al. 2006, Oulehle et al. 2006).



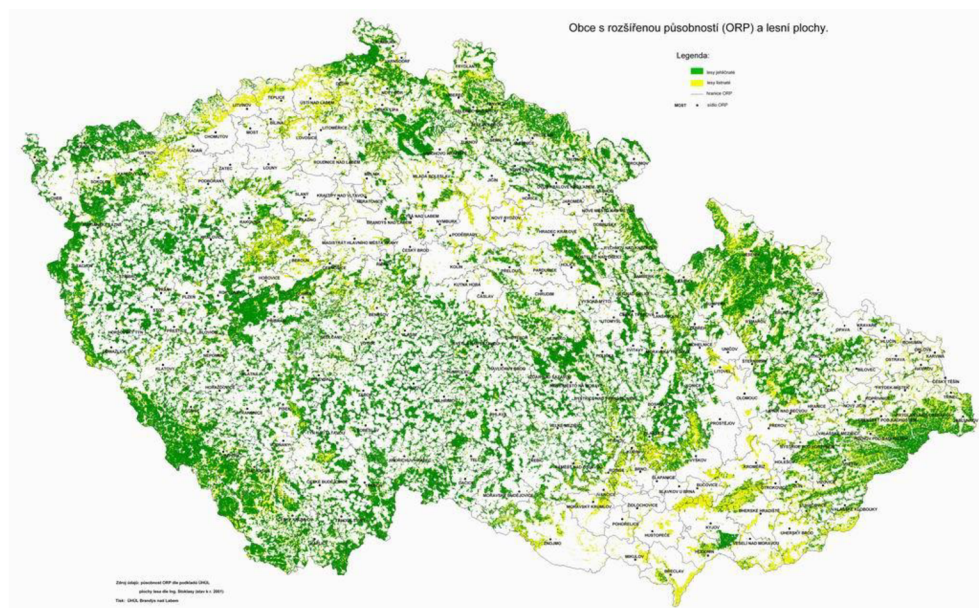
Obr. č. 10: Těžba palivového dříví v ČR. Převzato od Vojtěch Kotecký

Oxid siřičitý však nebyl jediný faktor způsobující disbalanci v půdních reakcích. Během 19. st. v Evropě výrazně vzrostly i emise dusíkatých látek ze spalování fosilních paliv a emise dusíkatých sloučenin ze zemědělství. Zatímco depozice síry byly výrazně sníženy, depozice dusíku se za poslední desetiletí prakticky téměř nezměnily. Neustále je tedy přísun anorganického dusíku do půd nadbytečný (Wright et al. 2001).

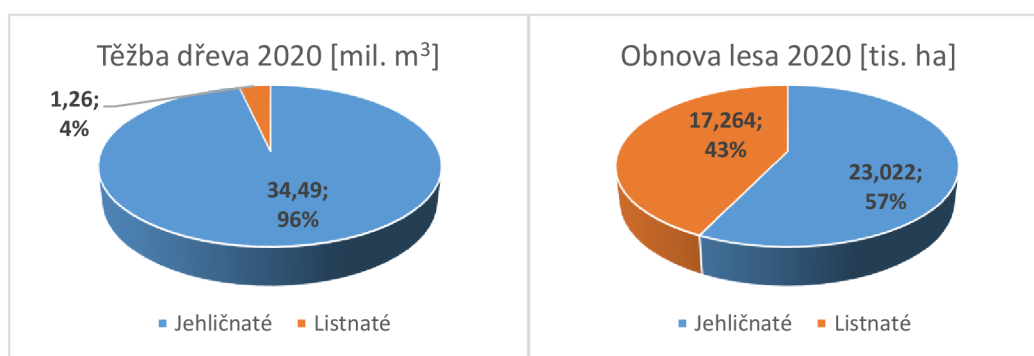
Již od 70. let 20. století je ve střední Evropě pozorováno značné poškození lesní půdy acidifikací. V prvních zprávách o negativním vlivu je zmíněna jedle bělokorá (Schiitt 1977), dále smrk ztepilý, borovice lesní a buk (Kauppi et al 1986). Právě složení lesního porostu hraje důležitou roli v půdní rezistenci a resilienci. Je známo, že především ve smrkových lesích v nižších polohách dochází k rozvoji kambizemí a podzolů, což jsou kyselé nebo silně kyselé půdy (Borůvka et al 2005).

Dle výzkumů v Krušných horách bylo v letech 1994 – 2005 zjištěno výrazné snížení depozic vzdušného SO₂ (až o 90%), depozice NO₃⁻ zůstala prakticky neměnná (Hruška & Kopáček 2009). V případě nadměrné depozice dusíku dochází k jeho saturaci, která se projevuje zvýšeným vyplavováním anorganického N (NO₃) pod kořenovou zónu rostlin, což způsobuje zvýšenou kyselost půd (Aber et al. 1989).

V současnosti zaujímá plocha lesních pozemků v České Republice 2 677 329 ha (obr. č. 11), což je asi 33,95 % z celkové plochy ČR. Cílem je zvýšit tuto výměru do roku 2030 na 2 710 000 ha. Nemałym problémem narušujícím tyto strategické cíle je nahodilá a intenzivní kácení smrkových lesů v důsledku kůrovcové kalamity. Díky emisní inventarizaci skleníkových plynů, které Česká republika každoročně připravuje, jsou k dispozici informace ohledně emisí z využívání území a lesnictví (LULUCF). Dle zprávy ohledně stavu lesa a lesního hospodářství v ČR v roce 2020 přírůstky emisí (především tedy oxidu uhličitého) z obhospodařování lesa prudce vzrostly, oproti předchozímu roku 2018 (ÚHÚL 2020). Naproti tomu je v posledních letech viditelný trend v zalesňování vykácených holin s větším zastoupením jehličnatých dřevin (graf. č. 3, 4). Z dlouhodobého hlediska obnova lesa převyšuje její těžbu.



Obr. č. 11: Plocha lesních pozemků ČR. Zdroj: www.uhul.cz



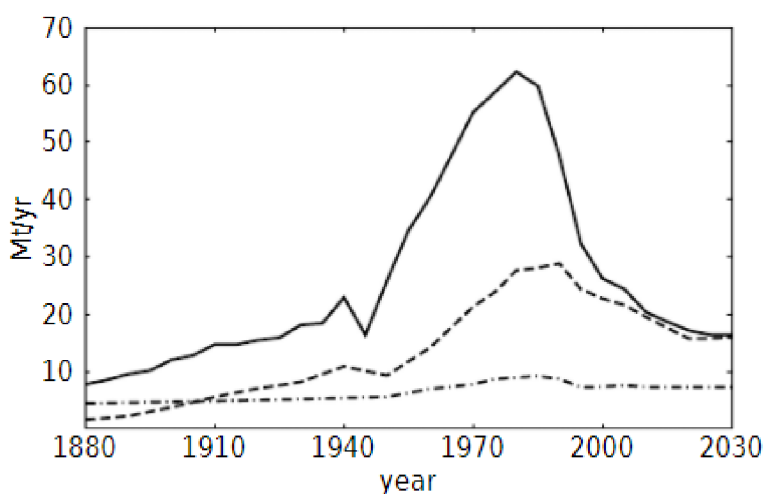
Graf č. 3, 4: Grafy znázorňující srovnání těžby a obnovy jehličnatých a listnatých stromů. Data převzata z ÚHÚL 2020

3.2.5.2 Opatření zmírňující acidifikaci

Velkým zdrojem kyselých depozic byly tepelné elektrárny, které vypouštěly SO₂ v nekontrolovaných mírách. V roce 1999 bylo dokončeno jejich odsíření, čímž došlo k výraznému poklesu emisí v České republice (asi na 10 % emisí produkovaných v první polovině 80. let) (Brtnický et al. 2012). Pod záštitou evropské hospodářské komise OSN byl proveden monitoring emisí vypouštěných z průmyslu napříč státy EU pomocí metody RAINS (Regional Acidification and Information System). Sledovány byly depozice síry, dusíku a amoniaku ze zemědělského (NH₃), dopravního (NO_x) a energetického (SO₂, NO_x) průmyslu (Schoepp et al. 2003). Wolfgang Schoepp ve svém článku tuto metodu rozebírá v časovém horizontu od roku 1880 do roku 2030.

Na obrázku č. 12 jsou patrné změny ve vypouštění sledovaných emisí v EU. Nejvyšší změnu po roce 1940 sledujeme u emisí SO₂, které raketově vzrostly a od roku 1980 byly výrazně regulovány pomocí politických směrnic. U sloučenin NO_x nebyl nárůst tak vysoký,

nicméně jeho regulace je spíše pozvolná a stále zůstává na vysokých hranicích.



Obr. č. 12: Časový vývoj (1880 – 2030) evropských emisí SO₂ (—), NO_x (- -) a NH₃ (- · -) v Mt/rok. Převzato od Wolfgang Schoepp (2003)

Jedním z důležitých opatření, které by v budoucnu měly značně přispět ke zmírnění účinků acidifikace, je respektování přirozené druhové skladby lesů. Již dnes dochází k vyššímu zapojování listnatých stromů do lesních společenstvech, které napomáhají obnově cyklů zásoby humusu. Nejen druhová variabilita, ale i rozdílná věková struktura stromů v dané lokalitě přispívá ke stabilitě a odolnosti ekosystému vůči přírodním vlivům (Samec & Vavříček & Macků 2008).

Velmi častým prostředkem ke zmírnění následků okyselování a zvýšení úrodnosti půd je aplikace hnojiva nebo vápnění – aplikace vápanetých hmot (Brtnický et al. 2012). Přidání hnojiva do lesních půd by bylo ekonomicky neúnosné, proto se nejčastěji užívá proces vápnění, a to především aplikace vápenců (CaCO₃) nebo dolomitických vápenců (CaCO₃, MgCO₃), které v půdě reagují s vodou za uvolňování iontů OH⁻. Ionty OH⁻ reagují s ionty H⁺, které vznikají při okyselování, čímž dochází k neutralizaci půd (Hruška et al. 2005). Použití dolomitického vápence je vhodným nástrojem k doplnění hořčíku do půdního komplexu (Harold & Magdoff 2009).

Vápenaté hmoty také ovlivňují cykly dusíku a uhlíku, tedy i tok skleníkových plynů v půdě. Je prokázáno, že vápnění snižuje emise oxidu dusného (N₂O) vyvolané nitrifikací. Rozpouštění vápanetých materiálů také může působit jako jímka pro oxid uhličitý (CO₂). CO₂ získaný z vápna reaguje s mikrobiálním dýcháním za vzniku uhličitánového materiálu, který slouží k pohlcování oxidu uhličitého (Kunhikrishnan et al. 2016).

V posledních letech se k procesu vápnění pozvolna opět vracíme. V roce 2020 se vápnění uskutečnilo v několika lokalitách Krušných hor a v Českém lese. Celkem bylo ošetřeno cca 5 160 ha (ÚHÚL 2020).

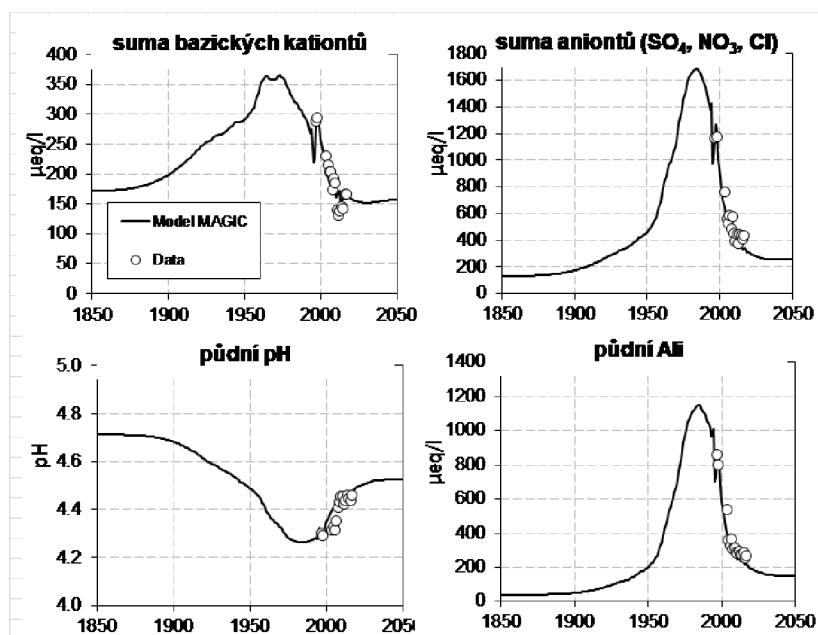
Nevhodný způsob vápnění však může mít i negativní účinky na celkovou kvalitu půdy. Jestliže je velmi kyselá půda navýšena na vysoké hodnoty pH příliš rychle, může dojít k tzv.

převápnění. To je obvykle spojeno se sníženou dostupností fosforu, draslíku nebo boru a následkem pak snížený růst rostlin (Harold & Magdoff 2009).

Kromě vápence je možné používat například dřevěný popel. Jedná se o popel z moderních vzduchotěsných kamen, který může obsahovat poměrně vysoký obsah uhličitanu vápenatého (80 % a více). Tato metoda je využívána například v některých částech USA. Také černý popel může mít až 40 % uhličitanu vápenatého, nicméně se pro účely vápnění lesních půd nevyužívá a to z důvodu lokálního nedostatečného množství (Harold & Magdoff 2009).

3.2.5.3 Prognózy do budoucna

Poškození ekosystémů acidifikací je viditelné až po určité době od jeho počátku. Jakub Hruška a kol. ve svém článku „Acidifikace lesních půd jako přetrvávající dědictví „špinavého“ 20. století“ upozorňuje na nutnost poučit se z minulosti a predikovat budoucnost. K tomuto účelu slouží matematické modely, které simulují průběh acidifikace do budoucna (obr. č. 13). Jedním z využívaných modelů je MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments – model acidifikace podzemních vod v povodích), jehož hlavním vstupem jsou data o změnách atmosférických depozic v čase (Hruška et al. 2020).



Obr. č. 13: Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40 cm na lokalitě Načetín. Odhady modelem MAGIC pro období 1850-2050 a měřená data z let 1997-2018 (Hruška et al. 2018). Převzato od: Jakub Hruška (2020).

Z naměřených výsledků v Krušných horách lze odhadnout stoupající trend v oblasti pH půd. Odhaduje se, že do roku 2050 se kyselé depozice budou snižovat již jen minimálně. Z důvodů vyplavování bazických kationtů došlo k vyčerpání výměnných míst půdního komplexu, čímž byla snížena bazická saturace půd. Z grafu je patrné, že suma bazických kationtů klesla dokonce i pod původní naměřenou hodnotu v roce 1850. Vzhledem

k dlouhodobému procesu zvětrávání bude navrácení výměnného komplexu do původního stavu otázkou daleké budoucnosti a lesní půdy v České republice budou ještě dlouho kyselé (Hruška et al. 2020).

Výzkumy prováděné v Krušných horách potvrdily, že stav v organických půdních horizontech se zlepšil. Snížila se koncentrace toxického hlíníku a zvýšilo se pH půdy. V minerálních horizontech je však spíše pozorováno zhoršení v důsledku snížení bazické saturace. Je tedy patrné, že důsledky masivního poškození lesů budou ještě dlouhou dobu znatelné.

Předpokládá se tedy zlepšení zdravotního stavu organických horizontů půd, čímž by měla být alespoň z části navržena rovnováha a stabilita ekosystému. Nicméně zde stále hrozí riziko snižování humusové hmoty a náchylnosti k acidifikaci v důsledku intenzivního odstraňování biomasy z lesních ploch (Hruška et al. 2020).

3.2.6 Metody sběru a analýzy dat

Prudké zhoršení zdravotního stavu lesních společenstev v Evropě v 80. letech vedlo k zavedení přísných kontrol lesů v Evropě. V rámci mezinárodního kooperativního programu Evropské hospodářské komise při OSN (ICP Forests) se od roku 1986 monitorují stavy lesních půd. Je využíváno nejen plošné pozemní sledování kvality, ale také metoda dálkového průzkumu Země pomocí družicových snímků. Obě tyto metody se vzájemně doplňují a poskytují dostatečné množství dat a informací (ÚHÚL 2020).

Zásadním zdrojem informací ohledně stavu půdního prostředí je složení půdního roztoku. Mezi nejčastěji využívané charakteristiky, pro hodnocení acidifikace půd, patří poměr koncentrace bazických kationtů a hlíníku. Díky získané hodnotě je možné určit potřebu vápnění (Hruška et al. 2005). V případě, že poměr Ca^{2+}/Al^{3+} dosahuje hodnot menších než 0,3, pak je vápnění považováno za nutné. Poměr s hodnotou větší nebo roven 1 znamená, že vápnění nutné není (Ludwig et al. 1999).

Pro hodnocení efektu vápnění se nejčastěji využívá hodnota pH. Tento parametr je však v průběhu roku značně proměnlivý a je nutné dostatečné množství vzorků. Aby byly výsledky studie komplexní, je vhodné do analýzy současně začlenit také další parametry půdy, například:

celková koncentrace bioelementů (C, N, P, K, Ca, Mg)

obsah bazických (Ca, Mg, K) a kyselých kationtů (Al, Fe, Mn)

(Hruška et al. 2005)

4 Závěr

Acidifikace je kumulativní biodegradabilní proces, který postihuje stále více půd a stává se nemalým problémem dnešní doby. Má dlouhodobé následky v ekologické stabilitě nejen lesních ekosystémů, ale i mnohých zemědělských půd. V oblastech postižených vyšší mírou okyselení je díky neustálým okyselujícím vstupům velmi nepravděpodobné, že by se půdní systém zvládl bez pomoci vrátit do původních hodnot. Nicméně díky dlouholetým výzkumům již víme, že návrat lesních půd k přirozenému zdravotnímu stavu je možný. Avšak i přes dlouholeté pokusy o obnovení kvality, z dob před masivním vypouštěním škodlivin do ovzduší a nešetrného lesního hospodaření, jsou lesní půdy České republiky stále kriticky ohrožené a ekologicky nestabilní. Proto je třeba nastavit striktní opatření, která by přispěla k návratu do původního udržitelného stavu a zároveň by sloužila i jako prevence dalšího okyselování. Jako vhodné opatření je považováno odsíření elektráren a tím i snížení depozic síry a dusíku. Mezi další možná opatření lze zařadit například zákaz umělé výsadby smrkových monokultur, zákaz holoseči v kritických oblastech postižených acidifikací a výrazné omezení emisí dusíkatých zplodin. Vzhledem k neustálému stoupajícímu trendu v oblasti dopravy se však prozatím snížení emisí dusíku nedaří v dostatečné míře.

K zachování dostatečného množství humusu v půdách je také důležité ponechání části potěžebních zbytků v místě těžby, aby mohlo docházet k zetlení biomasy a k přirozené regeneraci půd. K půdní stabilitě přispívá i zařazování melioračně prospěšných dřevin, jako například buk lesní, dub letní, jedle bělokorá, lípa, javor apod. Pro zmírnění následku acidifikace je vhodným prostředkem použití vápenatých hmot, které mohou napomoci ke zvýšení půdního pH. Jedná se však o opatření, které ovlivňuje půdu dlouhodobě, a proto je nutné, abychom neočekávali okamžitý účinek.

Lesní ekosystémy jsou významným zdrojem kyslíku, jsou nedocenitelné pro svou termoregulační schopnost a biodiverzitu. Jsou významnou složkou v koloběhu látek, součástí hydrologické bilance a klimatických podmínek. Využíváme je k těžbě materiálů, které jsou pro lidstvo nepostradatelné, poskytují nám ochranu před přírodními hrozbami, jako jsou tornáda a přívalové vlny. Vyhledáváme je k rekreaci, sportu i meditaci. Lesy jsou zkrátka nedílnou součástí našich životů, a proto je třeba se o lesní půdu i náležitě starat.

5 Literatura

- Aber J. D., Nadelhoffer K. J., Steudler P., Melillo J. M. 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. University of California Press, American Institute of Biological Sciences.
- Anderson D. W. 1988. The effect of parent material and soil development on nutrient cycling in temperate ecosystem. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk. Netherlands
- Arbestain M.C., Mourezna C., Álvarez E., Macías F. 2002. Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. Santiago de Compostela, Spain.
- Binkley D., Giardina C. 1998. Why do Tree Species Affect Soils? The Warf and Woof of Tree-Soil Interactions. Biochemistry.
- Borůvka L., Mládková L., Penížek V., Drábek O., Vašát R. 2007. Forest soil acidification assessment using principal component analysis and geostatistics. Geoderma, 140, (374-382)
- Borůvka, Podrázský, Mládková, Kuneš, Drábek 2005. Some Approaches to the Research of Forest Soils Affected by Acidifitaion in the Czech Republic. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Brtnický M., Vopravil J., Vrabcová T., Hladký J., Khel T., Novák P., Vlček V., Kynický J. 2012. Degradace půdy v České republice. Mendelova univerzita v Brně, Brno, 2012. 91s. ISBN 978-80-87361-20-7
- Doney S. C., Fabry V. J., Feely R., Kleypas J. 2009. Ocean Acidification: The Other CO2 Problem. Annual Review of Marine Science 1 (1): 169 – 92.
- Harold M. v. E., Magdoff F. 2009. Building Soils for Better Crops. Sustainable Agriculture Research and Education program.
- Hrkal Z., Prchalová H., Fottová D. 2004. Trends in Impact of Acidification on Groundwater Bodies in the Czech Republic; An Estimation of Atmospheric Deposition at the Horizon 2015. Karlova univerzita
- Hruška J., Cienčila E., Moravčík P., Navrátil T., Hofmeister J. 2005. Dlouhodobá Acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví I. Lesní práce, 12. Česká geologická služba, 2. vydání. Česká republika.
- Hruška J., Chuman T., Oulehle F. 2020. Acidifikace lesních půd jako přetrvávající dědicví „špinavého“ 20. století.
- Hruška J., Kopaček J. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy I. Emise a depozice okyselujících sloučenin.
- Kauppi, Kämäri, Posch, Matzne 1986. Acidification of forest soils: Model development and application for analyzing impacts of acidic deposition in Europe. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.

- Kochian L. V., Hoekenga O. A., & Pineros M. A. 2004. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. Annual review of plant Biology. U.S. Plant, Soil, and Nutrition Laboratory. New York
- Kotecký V. 2015. Renaissance pařezin: nový zdroj energetické biomasy na českém venkově? Fakulta humanitních studií Univerzity Karlovy v Praze.
- Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Bolan N. S., Xu Y., Mandal S., Gleeson D. B., Seshadri B., Zaman M., Barton L., Tang C., Luo J., Dalal R., Ding W., Kirkham M. B., Naidu R. 2016. Functional Relationships of Soil Acidification, Liming, and Greenhouse Gas Flux. *Advances in agronomy*.
- Ludwig B. M., J. K. Khanna, P. R. Gehlen, H. Fortmann, E. E. Hildebrand 1999. Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition – experimental and model results. *J Plant Nutr. Soil Sci.* 162, 343 - 351
- Mládková L., Borůvka L., Drábek O. 2004. Soil Properties and Selected Aluminium Forms in Acid Forest Soils as Influenced by the Type of Stand Factors. Department of Soil Science and Geology. Česká zemědělská univerzita v Praze. Česká republika
- Moravčík P., Cienciala E. 2002. Přehled hypotéz o poškozování (hynutí) lesů, ve kterých hraje acidifikace půd klíčovou roli. Hypotézy o změnách lesních půd vlivem imisí a lesního hospodaření.: Historie působení imisí na lesy a acidifikace prostředí. In: *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví*. Ministerstvo životního prostředí, 2002, s. 16-32. ISBN 80-7212-190-1.
- Navrátil T., Kurz D., Krám P., Hofmeister J., Hruška J. 2006. Acidification and recovery of soil at a heavily impacted forest catchment (Lysina, Czech Republic)-SAFE modeling and field results. Ministerstvo zemědělství. Česká republika
- Neenu S., Karthika K. S. 2019. Aluminium Toxicity in Soil and Plants. *Soil Health/Fertility Management: Knowledge*.
- Northcliff S., et al. 2012. Soil, Definition, Function, and Utilization of Soil. Pages 399-419 in Wiley-VCH editor. *Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry*. Wiley Blackwell. Weinheim
- Oulehle F., Hofmeister J., Cudlín P., Hruška J. 2006. The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification. Ministerstvo zemědělství. Česká republika
- Pierzynski G. M., Sims J. T., Vance G. F. 2009. *Soils and environmental quality*. 2nd. Ed. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Quintal B. E., Magana E. C., Machado E., Estevez M. M. 2017. Aluminium, a Friend or Foe of Higher Plants in Acid Soils. *Front. Plant Sci.*
- Rengel Z. 2003. *Handbook of Soil Acidity*. Marcel Dekker, New York. ISBN: 0824708903.
- Samec P., Vavříček D., Macků J. 2008. Acidifikace versus pufrace lesních půd. *Lesnická práce* 87. ISSN 0322-9254.

- Schoepp W., Posch M., Mylona S., Johansons M. 2003. Long-term development of acid deposition (1880 – 2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth system Sciences – HYDROL EARTH SYST SCI.* 7. 436-446.10.5194/hess-7-436-2003.
- Singer M., J. E. Sojka, R. E. Sojka 2002. *Science & Technology Almanac: Soil Quality.* 520: (312 – 314). ABC-Clio. ISBN-10: 1573563285
- Small J. 2016. *Crop Yield Impacts and Management of Soil Acidity in Central Western NSW.* Australia
- Sposito G. 1996. *The environmental chemistry of aluminium.* CRC Press LLC, Boca Raton
- Šimek M. 2005. *Základy nauky o půdě, 1: neživé složky půdy.* České Budějovice: Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice.
- Tamm C. O. 1976. *Acid precipitation and forest soils.* Department of Forest Ecology. Sweden.
- ÚHÚL. 2020. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020.* Ministerstvo zemědělství, Praha I.
- Wade W., McCall, Watanabe R.T. 1980. *Soil reaction (pH).* Hawaii cooperative extension service . University of Hawaii.
- Zhang H. 2017. *Cause and Effects of Soil Acidity.* Soil, Water, and Forage Analytical Laboratory. Oklahoma State University.
- Zhang Y., Zhang S., Wang R. et al. 2016. *Soil Science and Plant Nutrition: Impacts of fertilization practices on pH and the pH buffering capacity of calcareous soil.* (432 – 439). Taylor and Francis Ltd.

Online zdroje

- Singh B., Schulze D. G. 2015. *Soil minerals and Plant Nutrition.* Nature Education Knowledge. [cit. 15. 01. 2022]. Dostupné z: <<https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/soil-minerals-and-plant-nutrition-127881474/>>
- Moudrý J. *Environmentální funkce zemědělství* [online], home.zf.jcu.cz, [cit. 08. 08. 2021]. Dostupné z: <http://home.zf.jcu.cz/~moudry/multif_zemedelstvi/frvs_pdf/9_fcezem.pdf>
- Richter R. 2004. *Půdní reakce.* Brno: Ústav agrochemie a výživy rostlin. [cit. 12. 10. 2021]. Dostupné z: <https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/pudni_reakce.htm>
- Shoily S. J. *Soil Buffering: Mechanism of Buffering Action & Importance* [online], plantlet.org, [cit. 05. 04. 2022]. Dostupné z: <<https://plantlet.org/soil-buffering-mechanism-of-buffering-action-importance/>>