

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Vliv bylinného patra na bilanci živin v půdách horských
bučin**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Barbora Vaněčková

Vedoucí práce: RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D.

© 2016 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv bylinného patra na bilanci živin v půdách horských bučin" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 6.4.2016

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu práce RNDr. Václavu Tejneckému, Ph.D. za odborné vedení předkládané práce, vstřícný přístup a čas, který mi věnoval. Mé díky patří i doc. Ing. Ondřeji Drábkovi, Ph.D. za pomoc v terénu a za pomoc s analýzami.

Vliv bylinného patra na bilanci živin v půdách horských bučin

Souhrn

Půda slouží jako zásobárna živin pro rostliny a půdní biotu. V současné době je však poptávka po živinách lesními organismy větší, než je jejich dostupnost z půdy. Může za to mimo jiné i špatné lesní hospodaření, kdy byla přirozená druhová skladba lesů nahrazena smrkovými monokulturami. Právě druhová skladba stromů je považována za prvořadou vlastnost lesních ekosystémů, která mimo jiné ovlivňuje vstup prvků do koloběhu lesního ekosystému prostřednictvím opadu.

Cílem překládané diplomové práce bylo v teoretické části uvést do problematiky lesních půd se zaměřením na obsah živin dostupných pro lesní organismy. Praktická část byla zaměřena na posouzení rozdílů mezi zásobami živin v holé a obohacené bučině. Obohacenou bučinou rozumíme bučinu, kde je přítomno bylinné patro, v holé (neobohacené) bučině nikoliv. Dále byl posuzován vliv rozdílného pokryvu bylinného patra na půdu. Pro účely práce byly vybrány tři lokality v Jizerských horách v bukovém porostu, na všech lokalitách byl odběr proveden v holé i obohacené bučině. V obohacené bučině byl bylinný pokryv tvořen pokaždé jinou rostlinou, a to javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*), měsíčnicí vytrvalou (*Lunaria revidida*) a devětsilem lékařským (*Petasites hybridus*, L.).

Na všech lokalitách byly pomocí ocelového rámečku o rozměrech 25 x 25 cm odebrány vzorky vrstev nadložního humusu L, F a H. Dále byly na každé lokalitě vykopány půdní sondy pro odebrání vzorku B horizontu a klasifikaci půdního typu. Bylo sledováno aktivní a výměnné pH půdy, dále byly sledovány aktivní a výměnné formy prvků (živin) Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Mn^{2+} , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} a H^+ . Pro stanovení aktivních forem prvků byla použita extrakce deionizovanou H_2O , pro stanovení výměnných forem extrakce 0,1 M BaCl_2 .

Výsledky analýz ukázaly, že pH holých bučin má kyselější charakter než pH bučin obohacených. Obsahy bazických kationtů jsou vyšší v obohacených bučinách a s hloubkou, ve které byl vzorek odebrán, jejich hodnota klesá. Kationty Ca^{2+} byly zjištěny jako dominantní bazické kationty většiny vzorkovaných půd. Naopak obsahy kationtů Al^{3+} s hloubkou rostou a dosahují vyšších hodnot v neobohacené bučině.

Klíčová slova: lesní půda, buk, koloběh živin, opad, vápník

The influence of grand vegetation of mountainous beech forests on soil nutrient balance

Summary

Soil serves as a reservoir of nutrients for plants and soil organisms. However, the demand for nutrients by forest organisms is now greater than their availability from the soil. It's because a poor forest management, when the natural species composition of forests were replaced by spruce monocultures. Tree species composition is considered a primary characteristic of forest ecosystems, which affects, among other things the introduction of nutrients into the forest ecosystem's circulation through litter.

The aim of this thesis was the introduction to the forest soils with a focus on the nutrient content available for forest organisms in the theoretical part. The practical part was focused on the differences between stocks of nutrients in barren and enriched beech woods. Enriched beech is where the herb layer is present, in the bare beech not. It was also evaluated the effect of different cover herb layer on the soil. For the purposes of work three sites in Jizera mountains under beech stand were selected. At each site, the collection took place always bare and enriched beech forests. Herbaceous cover in an enriched beech forest was different on every site, it was formed sycamore (*Acer pseudoplatanus*), Perennial (*Lunaria revidida*) and medical Butterbur (*Petasites hybridus*, L.).

All localities were sampled using a steel frame with dimensions of 25 x 25 cm, it was removed humus layers, horizons L, F and H. At each location were then excavated soil probe to classify soil type and sampled B horizon. It was monitored the active and exchangeable soil pH, it was also monitored active and exchange forms of elements (nutrients), Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Mn^{2+} , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , and H^+ . For the determination of the active forms of elements was used extraction with deionized H_2O for determining exchange forms of elements was used extraction with BaCl_2 .

Results of the analysis showed that the pH of bare beech forest is more acidic than a pH of enriched beech. The contents of base cations are higher in the enriched beech and decrease with the depth in which the sample was taken. Cations Ca^{2+} have been identified as the dominant base cations on most sampled soils. On the contrary, the content of Al^{3+} cations grow with depth and reach higher levels in the bare beech.

Keywords: forest soil, beech, nutrient cycle, litterfall, calcium

OBSAH

| | |
|--|----|
| 1. ÚVOD..... | 1 |
| 2. CÍL PRÁCE..... | 2 |
| 2.1. Hypotéza | 2 |
| 2.2. Cíl práce | 2 |
| 3. LITERÁRNÍ REŠERŠE..... | 3 |
| 3.1. Lesy mírného pásu | 3 |
| 3.1.1. Lesní porost ČR | 3 |
| 3.2. Lesní půdy České republiky..... | 4 |
| 3.3. Ochrana půdy | 5 |
| 3.3.1. Zdravotní stav lesních půd v České republice | 6 |
| 3.4. Bučiny | 10 |
| 3.4.1. Flóra horských bučin | 11 |
| 3.5. Půdní fauna..... | 12 |
| 3.6. Koloběh látek v lesním ekosystému..... | 14 |
| 3.7. Půdní organická hmota..... | 15 |
| 3.7.1. Horizonty nadložního humusu..... | 16 |
| 3.8. Obsah živin v půdě..... | 17 |
| 3.8.1. Vápník..... | 18 |
| 3.9. Vzájemné ovlivnění bylinného patra a půdy..... | 20 |
| 4. MATERIÁL A METODY | 21 |
| 4.1. Charakteristika řešeného území | 21 |
| 4.2. Odběr vzorků..... | 21 |
| 4.3. Charakteristika jednotlivých lokalit | 23 |
| 4.3.1. Viničná cesta..... | 23 |
| 4.3.2. Černý potok..... | 24 |
| 4.3.3. Jedlový důl | 26 |
| 4.4. Příprava vzorků k analýze | 27 |
| 4.5. Vlastní analýza vzorků | 27 |
| 4.5.1. Stanovení kationtů | 27 |
| 4.5.2. Výpočet hydrolytické acidity H^+ | 28 |
| 4.5.3. Výpočet kationtové výměnné kapacity a nasycenosti sorpčního komplexu..... | 29 |
| 4.6. Vyhodnocení výsledků..... | 30 |

| | | |
|--------|--|----|
| 5. | VÝSLEDKY..... | 31 |
| 5.1. | pH..... | 31 |
| 5.2. | Stanovení výměnných kationtů | 35 |
| 5.3. | Kationtová výměnná kapacita a nasycenost sorpčního komplexu..... | 41 |
| 6. | DISKUZE | 44 |
| 6.1. | Posouzení výsledků analýz | 44 |
| 6.1.1. | Formy nadložního humusu | 44 |
| 6.1.2. | pH..... | 44 |
| 6.1.3. | Obsah výměnných kationtů | 45 |
| 6.1.4. | Sorpční vlastnosti..... | 47 |
| 7. | ZÁVĚR..... | 49 |
| 8. | SEZNAM LITERATURY..... | 50 |

Seznam obrázků

| | |
|---|----|
| Obrázek č. 1 Schematické znázornění transportu kontaminantů mezi hlavními složkami biochemického cyklu | 8 |
| Obrázek č. 2 Ohrožení lesních půd acidifikací a nutriční degradací (Hruška a kol., 2009) | 9 |
| Obrázek č. 3 Rozšíření buku lesního (<i>Fagus sylvatica</i>) v Evropě (upraveno podle Hultén a Fries, 1986) | 11 |
| Obrázek č. 4 Koloběh prvků v lesním ekosystému (Samec 2008) | 15 |
| Obrázek č. 5 Struktura lesního ekosystému z prostorového a funkčního hlediska (Dostupné z: < http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_EKOL/lesastruktura/struktura%20a%20vyznam.htm >) | 16 |
| Obrázek č. 6 Formy nadložního humusu (Dostupné z < https://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/docs/sil/sil411/A4110024.htm >)..... | 17 |
| Obrázek č. 7 Vymezení řešeného území s vyznačením konkrétních lokalit | 22 |
| Obrázek č. 8 Odběrové místo Viničná cesta – obohacená bučina | 23 |
| Obrázek č. 9 Půdní profil na lokalitě Černý potok – obohacená bučina | 25 |
| Obrázek č. 10 Odběrové místo Jedlový důl – neobohacená bučina | 26 |

Seznam tabulek

| | |
|---|----|
| Tabulka č. 1 Početnost organismů v půdě (Bičík a kol., 2009) | 13 |
| Tabulka č. 2 Velikostní kategorie půdního edafonu (Bičík a kol., 2009)..... | 13 |
| Tabulka č. 3 Hloubka jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině na lokalitě Viničná cesta | 24 |
| Tabulka č. 4 Hloubka jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině na lokalitě Černý potok..... | 25 |
| Tabulka č. 5 Mocnost nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině na lokalitě Jedlový důl..... | 26 |
| Tabulka č. 6 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatná odchylka různých měření pH na všech studovaných lokalitách, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků) | 31 |
| Tabulka č. 7 Průměrné hodnoty pH_{H_2O} a pH_{KCl} na lokalitách Viničná cesta, Černý potok a Jedlový důl – srovnání obohacené a neobohacené bučiny, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)..... | 32 |
| Tabulka č. 8 Obsah výměnných kationtů vyjádřených v $cmol + \cdot kg^{-1}$, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)..... | 35 |

| | |
|---|----|
| Tabulka č. 9 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatná odchylka kationové výměnné kapacity (KVK) a nasycenosti sorpčního komplexu (V) v obohacené a neobohacené bučině..... | 41 |
| Tabulka č. 10 Poměrné zastoupení bází v sorpčním komplexu půdy, průměrné hodnoty pro všechny vzorky a všechny lokality (60 vzorků) | 48 |

Seznam grafů

| | |
|---|----|
| Graf č. 1 Srovnání hodnot pH_{H_2O} v obohacené a neobohacené bučině v závislosti na hloubce odebraného vzorku, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)..... | 33 |
| Graf č. 2 Srovnání hodnot pH_{KCl} v obohacené a neobohacené bučině v závislosti na hloubce odebraného vzorku, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)..... | 33 |
| Graf č. 3 Rozdíly hodnot pH v závislosti na bylinném pokryvu a hloubce odebraného vzorku, počítáno pro vzorky nadložních horizontů obohacených bučin (27 vzorků)..... | 34 |
| Graf č. 4 Statisticky významný rozdíl v obsahu výměnných kationtů Na^+ v závislosti na jednotlivý bylinný pokryv, počítáno pro všechny vzorky a všechny horizonty (60 vzorků) ... | 36 |
| Graf č. 5 Distribuce výměnných kationtů Mg^{2+} v půdním profilu, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)..... | 37 |
| Graf č. 6 Obsah výměnných kationtů Mg^{2+} v horizontu L pod jednotlivými bylinnými patry (18 vzorků)..... | 37 |
| Graf č. 7 Distribuce kationtů Al^{3+} v půdním profilu – srovnání obohacené a neobohacené bučiny, průměrné hodnoty spočítané pro všechny vzorky (60 vzorků)..... | 38 |
| Graf č. 8 Distribuce kationtů K^+ v půdním profilu pod různým bylinným pokryvem, spočítáno pro všechny vzorky (60 vzorků) | 39 |
| Graf č. 9 Distribuce výměnných kationtů Ca^{2+} v půdním profilu na jednotlivých lokalitách, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků) | 40 |
| Graf č. 10 Korelace mezi kationty $Ca^{2+}_{H_2O}$ a Ca^{2+}_{KCl} (120 vzorků) | 41 |
| Graf č. 11 Průměrné hodnoty KVK v závislosti na hloubce odebraného vzorku – porovnání všech lokalit, obohacené i neobohacené bučiny | 42 |
| Graf č. 12 Procentuelní zastoupení jednotlivých kationtů v půdním profilu, stanovení pro všechny vzorky (60 vzorků) | 43 |
| Graf č. 13 Zastoupení bází v horizontu L pod jednotlivým bylinným pokryvem (18 vzorků), kde VC – lokalita viničná cesta, ČP – lokalita Černý potok, JD – lokalita Jedlový důl..... | 43 |
| Graf č. 14 Korelace mezi vybranými kationty (Ca^{2+} , K^+ a Mg^{2+}) | 47 |

1. ÚVOD

Půda bývá definována jako povrchová vrstva souše, která se vyvíjí v důsledku půdotvorných faktorů a podmínek. Mezi půdotvorné faktory, které působí přímo na vznik půdy, řadíme mateční horninu, klima, biologické faktory, podzemní vodu a antropogenní činnost. Podmínky půdotvorného procesu, jako reliéf a čas působí na půdotvorné faktory a tím přímo na pedogenezí. Půda, jak dnes vypadá, je výsledkem všech výše zmíněných činitelů. Půda je jedním z neobnovitelných zdrojů a proto je důležité ji chránit.

Lesní půdy musí být nezbytně chápány jako součást lesního ekosystému, kde probíhá neustálý tok látek mezi všemi složkami systému. Lesní půdy jsou charakteristické přítomností vrstvy nadložního humusu, která je tvořena primárně rostlinným opadem. Rostlinný opad a jeho kvalita hrají důležitou roli při tvorbě svrchní vrstvy půdy lesního ekosystému. Tato vrstva zprostředkovává výměnu prvků (živin i kontaminantů) mezi porostem a půdou. Z pohledu ekologie lesa se jedná o koloběh prvků v cyklu půda – rostlina a naopak.

Pro potřeby této práce byly vybrány lokality v Jizerských horách. Jedná se celkem o tři lokality v lesním bukovém porostu, v národní přírodní rezervaci Jizerskohorské bučiny. Tato rezervace, jejímž předmětem ochrany je největší komplex přírodě blízkého smíšeného lesa s převahou buku v České republice, je zároveň největším chráněným územím v Jizerských horách. Chráněné území o rozloze 27 km² se rozprostírá v nadmořských výškách od 420 m n. m. až do 1006 m n. m.

Jizerskohorské půdy patří v České republice mezi půdy nejvíce zasažené acidifikací. Z důvodu velkého množství tepelných elektráren v pohraničí a s tím související masivní vstup emisí SO₂ do půdy, je zde přirozená acidifikace umocněna acidifikací antropogenní. Přestože v minulosti bylo dokončeno odsíření velkých zdrojů, je míra acidifikace stále vysoká. Důsledky spadu kyselých depozic se projevují i po mnoha letech a poškození acidifikací tak ustupuje jen velmi pomalu.

Tato práce je zaměřena zhodnocení bilance živin v půdách obohacených a neobohacených bučin. Podrobněji byla věnována pozornost obsahu Ca v půdách, jakožto limitního prvku pro mnohé rostliny a organismy. V obohacené bučině byl dále zjišťován vliv bylinného patra na půdu.

2. CÍL PRÁCE

2.1. Hypotéza

Bylinné patro má vliv na dostupnost Ca v organických horizontech a bilanci živin v půdách horských bučin.

2.2. Cíl práce

Zhodnotit vliv bylinného patra na zastoupení různých forem Ca a dalších půdních charakteristik horských bučin.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1. Lesy mírného pásu

Mírný podnebný pás se rozléhá v rozmezí 30° až 60° severní šířky (Hrnčiarová a kol., 2010). Charakteristické znaky mírného podnebného pásu, jako je střídání čtyř ročních období a velká proměnlivost počasí, vyhovuje listnatým, jehličnatým a smíšeným lesům (Král, 1999). Roční období se zde od sebe, zejména ve vnitrozemí, výrazně liší. S tím je spojen i určitý sezónní rytmus vodních a půdních poměrů, rostlinných a jiných biologických a chemických pochodů v krajině (Činčura a kol., 1983).

Jehličnaté lesy se přirozeně rozkládají v oblastech s dlouhými a krutými zimami. Listnaté lesy jsou aktivní v létě, kdy jejich široké listy plně využívají dostatku světla, na podzim listy opadají. Houby a bakterie spadlé listí rozkládají a obohacují tak půdu. Díky opadanému listí se v zimě a na jaře dostane světlo až na zem. Díky tomu je bylinné patro v listnatých lesích mnohem bohatší než v lesích jehličnatých (Ilustrovaný atlas světa pro nové tisíciletí, 1999). Od jihu směrem na sever ubývá listnatých dřevin a vlivem kontinentálního klimatu, které s sebou přináší chladné zimy a nedostatek srážek klesá i vegetační rozmanitost (Král, 1999).

3.1.1. Lesní porost ČR

Rozloha lesů je ve střední Evropě již od neolitu velmi ovlivňována lidskou činností, zejména zemědělstvím (Fanta, 2007). Tehdy bylo naše území pokryto asi z 90 % lesy pralesního typu (Hrib a kol., 2009). Ve 12. století bylo území České republiky zalesněno přibližně ze 70 %. Se stále rostoucí populací však začalo lesů výrazně ubývat. V pohraničních oblastech bylo těženo palivové a stavební dřevo pro hamry, sklárny a ostatní provozy. Odtud bylo říčními toky splavováno do velkých středisek (Červený a kol., 2004). Složení lesů na našem území a celkově složení lesů mírného pásu prodělalo velké změny v období první průmyslové revoluce, na přelomu 18. a 19. století. Tehdy došlo k zásadním změnám v zemědělství, těžbě, dopravě a dalších hospodářských sektorech. V důsledku těžby dřeva se tak lidé uchýlili k plenění lesů a nastal velký a plošný pokles počtu porostů. V druhé polovině 19. století byl nastolen nový management zalesňování a zvýšení produktivity dřeva. Jednou z hlavních charakteristik této politiky bylo zalesňování rozsáhlých ploch produktivními jehličnatými stromy na úkor původních listnatých dřevin (Augusto a kol., 2001). Plochy byly zalesňovány buďto druhy původními ale na nepůvodních stanovištích, ale také druhy nepůvodními. Nepůvodní druhy, jako například jede douglaska (*Pseudotsuga menziesii*), byly

na naše území zavlečeny převážně ze Severní Ameriky. Ze severní Evropy byly na naše území zavlečeny druhy jako například smrk ztepilý (*Picea abies*) nebo borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (Červený a kol., 2004a). V současné době se tak v našich podmínkách setkáváme převážně s kulturními lesy, které se téměř vůbec neliší od původních přírodních lesů, které pokrývaly převážnou část Evropy (Fanta, 2007).

V současné době je lesnatost České republiky 33,8 % a lehce tak převyšuje průměr EU, který je 33 % (Jankovská a Vaněk, 2011). Jehličnaté lesy v České republice zaujímají celkově 72,5 % lesních ploch, listnaté lesy pouze 26,3 %. Nejvíce jsou u nás zastoupeny druhy smrk (*Picea*) 50,7 %, borovice (*Pinus*) 16,5 %, buk (*Fagus*) 8 %, dub (*Quercus*) 7,1 % a modřín (*Larix*) 3,9 % (dostupné z: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=198>).

3.2. Lesní půdy České republiky

Půda je nejsvrchnější vrstvou zemské kůry. Jedná se o výsledek přeměn organických a minerálních látek. Půda bývá definována jako povrchová vrstva souše vyvíjející se v důsledku půdotvorných procesů a podmínek (Maras a kol., 1992).

Střední Evropa a tedy i Česká republika jsou velmi proměnlivá území, jejichž geologický podklad tvoří horniny různého původu a stáří. Tím je zde podmíněna geomorfologie a tvorba půd (Fanta, 2007). Mateční horniny vytvářejí pod vlivem mechanických, fyzikálních, chemických a biologických zvětrávacích procesů zvětraliny, na nichž probíhají pedogenetické procesy. Tvoří se tak určitý půdní typ (Pelíšek, 1956).

Půda je jednou z nejdůležitějších složek lesních ekosystémů. Poskytuje živiny, vodu, podporu pro vegetaci a tvoří významný rezervoár uhlíku pro suchozemské organismy (MCPFE, 2002). Mezi nejběžnější charakteristiky popisující stav lesních půd patří pH, objemová hmotnost, obsah živin a zásoby C a N (Pan a kol., 2011).

Důležitým faktorem, který má významný vliv na fyzikální, chemické a biologické charakteristiky lesních půd je druhové složení lesa (Fisher a Binkley, 2000; Adamson a kol., 1993). Různé druhy porostů mají výrazně odlišné účinky na vodní bilanci, mikroklima, mineralizaci organické hmoty a nitrifikaci v půdě. Opadem ze stromů je nejvýznamněji ovlivněna svrchní vrstva půdy (Augusto a kol., 2002).

V České republice jsou různé druhy půd hierarchicky seřazeny do taxonomických kategorií. Jedná se o referenční třídy půd, půdní subtypy a půdní variety. Podle hlavních rysů jejich vývoje jsou půdy zařazeny do určitých referenčních tříd. V našich podmínkách se

v lesním prostředí vyskytují zejména půdy tříd leptosoly, regosoly, fluvisoly, luvisoly, kambisoly, podzosoly, stagnosoly, glejosoly a organosoly. Podle specifických znaků půd, jako například podle diagnostických horizontů rozřazujeme půdy mezi půdní typy. Půdní typy jsou oporné jednotky klasifikačního systému, jehož dalšími modifikacemi získáme půdní subtypy a půdní variety (Němeček a kol., 2001).

Celková výměra půdního fondu České republiky je 7 887 tis. ha, z toho na lesní půdy připadá přibližně 2 650 tis. ha. Mezi lety 1990 – 2000 vzrostla výměra lesních ploch o 8 tis. ha. Tento nárůst ale může být vysvětlen zpřesněním evidence a z převodu samovolně zalesněných ploch z původní kategorie zemědělské půdy do kategorie půdy lesní. K tomuto jevu došlo zejména v horských oblastech. K výrazně většímu nárůstu lesních ploch došlo mezi lety 2001 – 2007, přibližně o 12 tis. ha. Tehdy docházelo k zalesňování málo produkčních ploch a enkláv nevyužívané zemědělské půdy (Němec a kol., 2009).

3.3. Ochrana půdy

Půda je řazena mezi neobnovitelné zdroje (Vopravil a kol., 2010) a je nepostradatelnou složkou životního prostředí s širokým rozsahem funkcí. Všechny funkce půdy jsou ve vzájemných úzkých vztazích a jsou vzájemně zranitelné při různých formách degradací (Bukovský a kol., 2012). Aby byla půda schopna plnit své produkční i mimoprodukční funkce, musí být před degradací chráněna (Kozák a kol., 2009). Za normálních podmínek může být kvalita půdy vyrovnávána pedogenetickými procesy. Tato rovnováha je ale narušována antropogenní činností (Masto a kol., 2008). Byla tedy vymezena nejzávažnější rizika degradace půdy, jako například úbytek organické hmoty v půdě, akumulace polutantů v půdě nebo eroze. V neposlední řadě je třeba zmínit ohrožení půd acidifikací, kterou jsou ohroženy zejména horské lesní půdy (Bičík a kol., 2009).

Zhoršující se kvalita půd způsobena jejím nevhodným využíváním a špatným hospodařením s půdou znamená globální ekonomické a ekologické riziko (Eswaran a kol., 2001; Ayoubi a kol., 2011). Vzrůstající zábory půdy a zvyšující se podíl degradovaných půd ve všech zemích EU vyvolaly nutnost legislativně upravit její ochranu. V roce 2007 tak byla EU přijata tzv. rámcová směrnice o ochraně půdy, pro kterou však výbor parlamentu ještě nedosáhl politické dohody (Němec a kol., 2009). V České republice je ochrana půdy legislativně řešena několika zákony, z nichž lesních půd se týkají zejména:

- Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí, ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů.
- Zákon č. 139/2002 Sb., o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech a o změně zákona č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku, ve znění pozdějších předpisů.
- Vyhláška č. 545/2002 Sb., o postupu při provádění pozemkových úprav a náležitostech návrhu pozemkových úprav, ve znění pozdějších předpisů.
- Vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků, ve znění pozdějších předpisů (Bukovský a kol., 2012).

3.3.1. Zdravotní stav lesních půd v České republice

Znalost půdního prostředí je důležitým nástrojem vlastníka lesa v péči o zachování trvalé produktivity i obnovitelnosti lesních pozemků (Bukovský a kol., 2012) Podle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů, musí být pravidelně zjišťovány půdní vlastnosti lesních pozemků. V lesních půdách se zjišťují obsahy mikrobiogenních prvků (N, P, K, Ca, Mg), stopových oligobiogenních prvků (Fe, Cu, Cr, Mn, Zn) a ostatních vybraných prvků (Cd, Pb a Al). Průzkum je prováděn v organickém, organo – minerálním a minerálním horizontu do hloubky přibližně 50 cm (Němec a kol., 2009).

V letech 2009 – 2011 bylo provedeno rozsáhlé hodnocení stavu lesních půd České republiky. Výsledky hodnocení ukázaly převahu silně kyselých a kyselých půd s pH 4,1– 6,4. Obsahy vybraných sledovaných prvků (N, Ca, Mg, K a další) v půdách jsou velmi variabilní. Např. zásoba N je v lesních půdách dostačující, dokonce zvýšená oproti předchozím měřením. Oproti tomu stojí zásoba přístupných bazických kationtů (Ca, Mg a K), která je až kriticky nízká. Nejzávažnější je zjištění deficitu Ca, jehož obsahy byly na většině sledovaných ploch pod hranicí kritického nedostatku (Boháčová a kol., 2011).

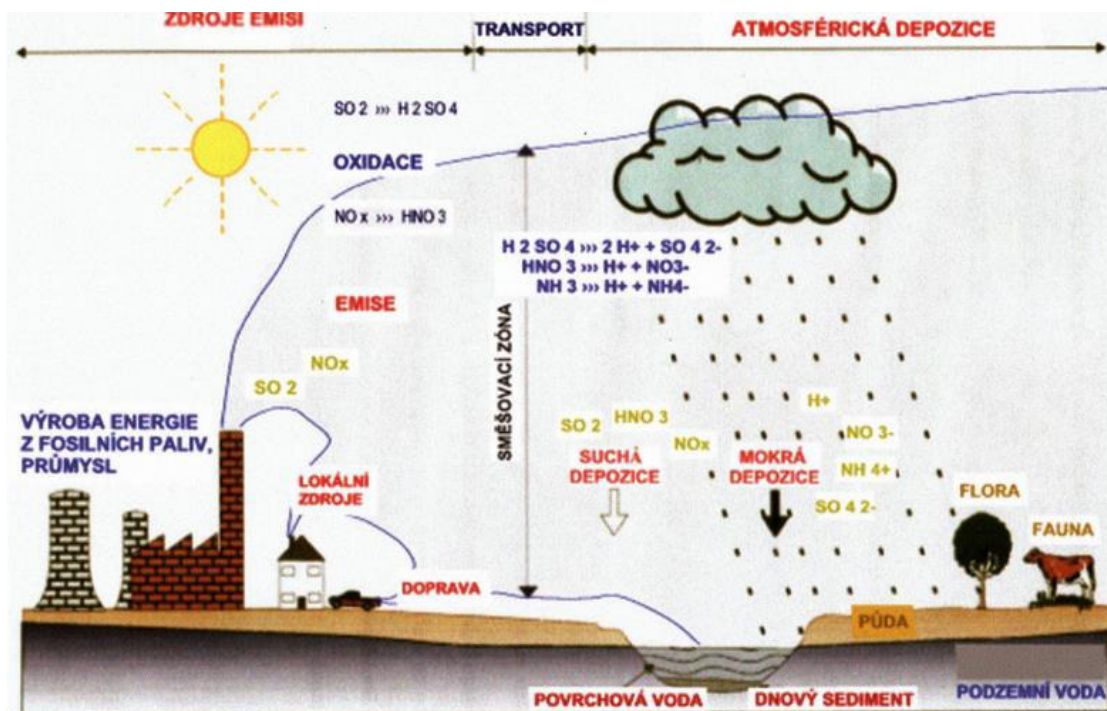
3.3.1.1. Acidifikace lesních půd

Acidifikace je obecný děj, kdy dochází k okyselování půdy (Skylberg a kol., 2001). V klimatické oblasti mírného pásu, kde deště převládají nad evaporací, je acidifikace přirozený proces, který může být urychlen vlivem rostlin, zvířat nebo člověka, nebo na druhou stranu zpomalen pomocí dobrého a šetrného managementu (Bolan a kol., 1991). Acidifikaci tedy dělíme na acidifikaci přirozenou a acidifikaci urychlenou lidskou činností. Přirozená acidifikace je způsobena zvětráváním půdotvorného substrátu, a je tedy velmi pozvolná a dlouhodobá (Bičík a kol., 2009). Antropogenní acidifikace, která se vyskytuje ve formě kyselé depozice, násobí účinky přirozené acidifikace a urychluje její proces. Vliv má i nevhodné pěstování jehličnatých monokultur (Moravčík a Cienciala, 2001), charakter půd nebo omezené možnosti melioračních zásahů na těchto půdách (Bičík a kol., 2009). Důležitou roli v případě acidifikace půd hraje zastoupení bazických kationtů Na^+ , K^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} v mateční hornině. Čím vyšší obsah těchto kationtů je v půdotvorných substrátech a potažmo v půdách obsažen, tím delší dobu dokážou pufrovat kyselost z atmosférických depozic. Oblasti se substráty zásaditého charakteru, jako jsou například vápence, bazalty nebo mramory jsou vůči acidifikaci odolnější (Hruška a kol., 2001). V České republice převládají oblasti s matečními horninami kyselého charakteru. Jedná se převážně o podloží žulová, rulová nebo pískovcová, která jsou k acidifikaci mnohem náchylnější (Klimo a kol., 2006).

Antropogenní acidifikace nese zvýšené riziko významného poklesu půdní reakce (Bičík a kol., 2009). Půdní pH je jednou ze základních vlastností hodnotících stav půdy. Hodnota pH odráží celkový chemismus půdy a významně ovlivňuje ostatní chemické a biologické procesy v půdě. V případě lesních půd je velmi žádoucí respektovat hodnoty pH při výběru vhodných dřevin pro zalesňování nebo při rozhodování o melioraci půd (Sáňka a Materna, 2004).

Toxické látky vypouštěné z přirozených zdrojů nebo z antropogenních zdrojů se nazývají emise (Činčura a kol., 1983). Emise jsou po proniknutí do atmosféry oxidovány na kyseliny a dále jsou označovány jako imise, které se po zachycení na zemském povrchu nazývají depozice (Hadaš 2002). Atmosférické depozice jsou dále děleny podle způsobu, kterým se dostávají na zemský povrch na mokré a suché. Suché depozice, jako například poléťavý prach se na zem dostávají gravitační sedimentací (Budhavant a kol., 2002) a mohou být přenášeny do značných vzdáleností (Čevený a kol., 1984). Mokré depozice se na zemský povrch dostávají pomocí srážek (Budhavant a kol., 2012). Grafické znázornění transportu kontaminantů je znázorněno na obrázku 1.

V České republice je acidifikací vysoce ohroženo 43% půd. Vývoj půdní reakce ukazuje stále výraznější trend okyselování. Podle výzkumu Ústředního zemědělského a zkušebního ústavu zemědělského kleslo pH půd mezi lety 1999 – 2009 v průměru o 0,1 (Bukovský a kol., 2012).

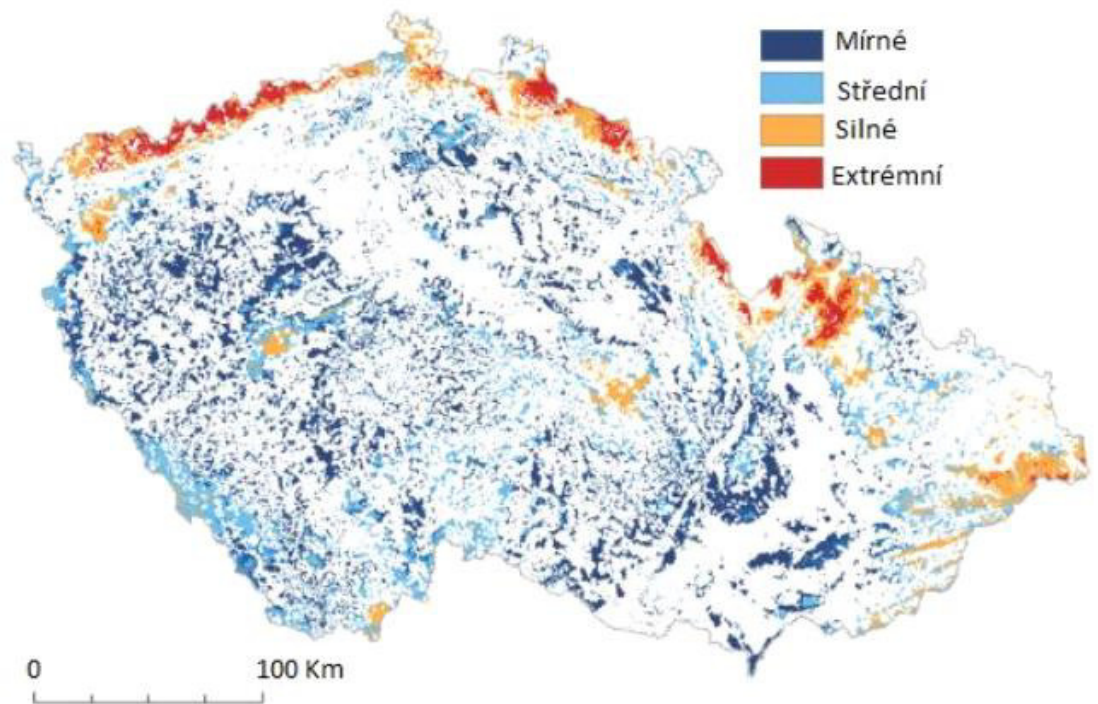


Obrázek č. 1 Schematické znázornění transportu kontaminantů mezi hlavními složkami biochemického cyklu

(Dostupné z <https://sites.google.com/a/eto.vurv.cz/monitoring-imisi/monitoring-imisi/vyzkumna-zprava/2-atmosfericka-depozice-a-vliv-imisi-na-zemedelskou-vyrodu/2-7-emise-imise-a-depozice>)

Emise SO_2 , NO_x a NH_4 , který je oxidován na NO_3^- , nejvíce přispívají k acidifikaci lesních půd (Sáňka a Materna, 2004). Kyselý déšť je považován za jeden z nejzávažnějších problémů životního prostředí. V oblastech, kde hydrologické a geochemické podmínky neumožňují kompletní neutralizaci kyselého odtoku, způsobuje kyselý déšť okyselení jezer a jiných vodních toků, stejně tak mobilizaci hliníku a dalších kovů, které jsou toxické pro ryby a rostliny. Z půdy jsou živiny kyselým deštěm vyčerpávány, což způsobuje poškození zdravotního stavu velkých ploch produktivních lesů rostoucích na již kyselých a nutričně nevyhovujících půdách (Krug a Frink, 1983). Od 30. let minulého století se na našem území začalo výrazně projevovat poškození lesů vlivem vysoké koncentrace SO_2 v ovzduší. Docházelo k jednorázovým velkoplošným úhynům jehličnatých lesních porostů. Nejhorší situace nastala v Severočeském kraji, v Krušnohorské oblasti a v okolí velkých měst – Prahy

a Ostravy (Červený a kol., 1984). Protože je acidifikace kumulativní jev, její účinky se projevují ještě po desítkách let působení (Hruška a kol., 2009). Přes to, že v minulém století došlo k silnému nárůstu emisí NO_x , jsou hlavním zdrojem okyselování emise SO_2 (Puhe a Ulrich, 2001). Ohrožení lesních půd acidifikací je znázorněno na obrázku 2.



Obrázek č. 2 Ohrožení lesních půd acidifikací a nutriční degradací (Hruška a kol., 2009)

3.3.1.2. Opatření ke snížení acidifikace

Nejběžnějším opatřením k ozdravení lesních půd je chemická meliorace, kterou rozumíme především vápnění (Kuneš a kol., 2003). Cílem vápnění je zvýšení hodnoty pH půdního roztoku (Sposito, 2008), rozvoj půdních mikroorganismů, upevnění půdní struktury a zlepšení podmínek na pěstování lesních kultur (Činčura a kol., 1983). K vápnění lesních porostů jsou vhodné především dolomitické vápence, vápnění probíhá nejčastěji leteckou aplikací. Tento způsob chemické meliorace je účinný výhradně pro svrchní horizonty. Hloubkové metody vápnění spodních horizontů se příliš nepoužívají, protože jsou příliš nákladné (Hruška a Ciencia, 2001).

Protože je vápnění velký zásah do přírodního ekosystému, musí být dávka zapravovaného vápna do půdy uvažována s citlivostí. Špatně volené aplikace, jako jsou příliš vysoká dávka nebo výběr nevhodné plochy, s sebou mohou nést rizika, například předčasný rozklad humusové vrstvy nebo vyplavení živin do hlubších vrstev půdy (Šrámek a kol., 2006). Mezi další rizika nesprávného vápnění patří drastické změny ve složení půdní fauny, narušení až kompletní změna mykorhizy, změny v populacích bakterií a hub nebo změna poměru C/N. Navíc vápenaté minerály obsahují určitý podíl rizikových prvků (Pb, Cd, Cr, Hg, V, Be, Ni, Co, Cu, Zn), a tak se vápněním navyšuje jejich zásoba v ekosystému (Hruška a Cienciala, 2001).

3.4. Bučiny

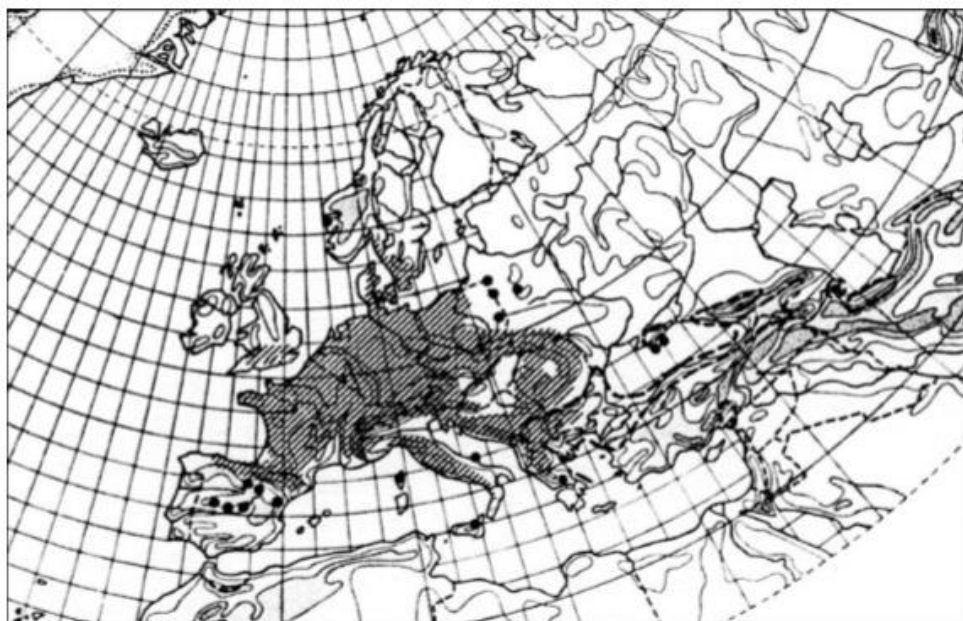
Buk lesní (*Fagus sylvatica*) je v rámci lesního hospodářství klasifikován jako základní meliorační a zpevňující dřevina (Podrázský a kol., 2003). Jedná se o statný opadavý listnatý strom s mohutnou korunou a silnými kosterními větvemi. Listy vejčitého tvaru jsou až 9 cm dlouhé. Plodem buku jsou trojhranné nažky (Větvicka, 1999), které jsou energeticky velmi bohaté a slouží jako potrava pro lesní zvěř (Červený a kol., 2004).

Buky rostou převážně na kyprých, výhřevných a na Ca bohatých půdách ve svahových polohách. Lokality se zamokřenými půdami jsou pro buk značně nevyhovující. Buk lesní roste na půdách s hodnotami pH 3,5 – 8,5 (Spohn a Golte – Bechtle, 2010).

Lesy, kde je dominantně zastoupen buk se nazývají bučiny (Chytrý a kol., 2001). Buk zde bývá doprovázen dalšími dřevinami, jako javorem klenem (*Acer platanoides*), jilmem drsným (*Ulmus glabra*), jedlí bělokorou (*Abies alba*) nebo smrkem ztepilým (*Picea abies*) (Anděra a kol., 1999). Bučiny se nachází přibližně v polohách od 500 m n. m do 600 m n. m, které jsou podmíněny průměrnou roční teplotou 6 – 6,5 °C, a jsou tak zařazeny do 4. lesního vegetačního stupně. Jedná se o podhorský (submontánní) výškový stupeň (Škvarenina a kol., 2002, Anděra a kol., 1999). Bučiny mají v Evropě široké rozšíření. Vyskytují se od severní části Pyrenejského poloostrova, jihovýchodní části Velké Británie a jižní Skandinávie až po ukrajinské a rumunské Karpaty (Chytrý a kol., 2013). Rozšíření buku lesního v Evropě je znázorněno na obrázku 3.

Podle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý a kol., 2001) jsou bučiny děleny do následujících skupin: bučiny květnaté, horské klenové bučiny, vápnomilné bučiny a bučiny acidofilní. Nejvíce se u nás vyskytují květnaté bučiny. Mají charakteristické bohaté keřové

a bylinné patro s pokryvností až 60%. Květnaté bučiny se nejčastěji nacházejí na eutrofních půdách s rychlou mineralizací humusu. Horské klenové bučiny mají pouze bylinné patro a vyskytují se ve svahových polohách. Vápnomilné bučiny se vyvíjejí na mělkých půdách, jejichž podloží jsou vápence, opuky nebo vápnité pískovce. Acidofilní bučiny nemají téměř žádné keřové patro a bylinné patro je velmi chudé. V tzv. nahých, neboli neobohacených bučinách může zcela chybět. Tyto bučiny se nacházejí na chudých půdách s kyselým podloží, např. rulou, žulou nebo svorem.



Obrázek č. 3 Rozšíření buku lesního (*Fagus sylvatica*) v Evropě (upraveno podle Hultén a Fries, 1986)

3.4.1. Flóra horských bučin

Pro silné zastínění dominantním bukem nebývá v bučinách vyvinuté keřové patro, rostou v něm převážně zmlazené dřeviny stromového patra. Mechové patro také není příliš vyvinuto, má jen malou pokryvnost, nebo se vyskytuje patkách kmenů stromů, ležícím mrtvém dřevě a vystupujících kamenech (Chytrý a kol., 2013).

Bučiny hostí mnoho druhů rostlin a pralesovité porosty s dostatkem tlejícího dřeva se vyznačují také velkou diverzifikací hub. Druhové složení a pokryvnost bylinného patra se liší podle druhu bučiny. Například eutrofní květnaté bučiny mají v porostu charakteristickou příměs listnatých stromů, které jsou náročné na vlhkost a živiny, například javor klen (*Acer pseudoplatanus*). Keřové patro bývá tvořeno zejména zmlazením hlavních dřevin s příměsí

například ostružníku maliníku (*Rubus ileus*) a bylinné patro, které má kolísavou pokryvnost obývají nitrofilní druhy náročné na kvalitní humus, jako například plicník lékařský (*Pulmonaria officinalis*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) (Chytrý a kol., 2013). Acidofilní bučiny jsou typické malou úživností substrátu a nalézají zde optimum svého výskytu acidofilní druhy. Protože je ale acidofytů ve středoevropské flóře poměrně málo, je druhové bohatství acidofilních bučin chudé (Ewald, 2003). Podhorské acidofilní bučiny a horské acidofilní bučiny jsou lesy s dominantním druhem bukem lesním (*Fagus sylvatica*) s příměsí smrku ztepilého (*Picea abies*), dubu zimního (*Quercus petraea*) nebo jedle bělokoré (*Acer pseudoplatanus*). Bylinné patro má obvykle malou pokryvnost, někdy může zcela chybět. Uplatňují se v něm acidofilní a acidotolerantní druhy, jako například jestřábník zední (*Hieracium murorum*), svízel vonný (*Galium odoratum*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) nebo sedmikvítek evropský (*Trientalis europaea*). Keřové patro je zde opět tvořeno převážně zmlazením hlavních dřevin, mechové patro může mít různou pokryvnost (Chytrý a kol., 2003).

3.5. Půdní fauna

Půda je významným místem přeměny rostlinných a živočišných zbytků (Kozák a kol., 2009). Nachází se zde velké množství rozmanitých organismů (Frouz, 2010). Početnost některých vybraných druhů je znázorněna v tabulce 1. Všechny volně žijící organismy v půdě se nazývají souhrnným názvem edafon. Edafon je dále dělen na zoedafon – půdní fauna a fytoedafon – organismy rostlinného původu (Bičík a kol., 2009). Mezi půdní zoedafon jsou řazeny prokaryotní a eukaryotní organismy. Prokaryotní organismy vyskytující se v půdě jsou bakterie a aktinomycety. Mezi eukaryotní půdní organismy patří například mnohonožky, hlístice, chvostoskoci, larvy jiných druhů bezobratlých, brouci nebo obratlovci (Kula a Matoušek, 2004). Jedná se o mikroorganismy a makroorganismy, které disponují nepřebernou paletou velikostí, barev a životních strategií (Frouz, 2010). Velikost některých organismů můžeme vidět v tabulce. 2.

Vzájemné interakce těchto rozdílných organismů hrají významnou roli při přeměnách organické hmoty v půdě. Menší druhy půdních organismů se podílejí na dekompozici organické hmoty především biochemicky a chemicky, přičemž větší organismy rozkládají organický materiál hlavně mechanicky. Dále se půdní živočichové rozlišují podle místa jejich výskytu v půdním profilu. Druhy obývající povrch půdy a opad nazýváme epigeon, patří sem například stěvlíci nebo štírci. Druhou kategorií této klasifikace je hemiedafon. Jedná se

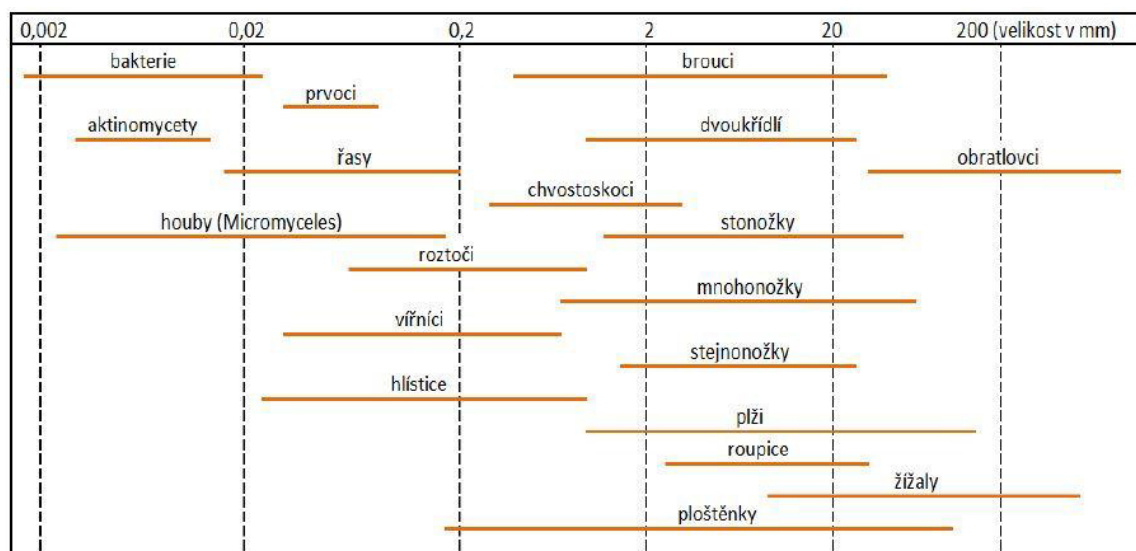
o živočichy žijící ve svrchních půdních horizontech, jsou jimi například menší druhy stonožek a mnohonožek nebo chvostokoci. Nejhlouběji v půdě nalzáme euedafon. Typickými zástupci této kategorie jsou například hlubinné žížaly, ponravy chroustů, krteci a většina zemivek. Půdní živočichové mají stejné potravní strategie jako ostatní živočichové žijící mimo ni. Nalezneme zde jak herbivory, tak predátory živící se převážně mršinami, nebo detritofágy živící se mrtvou organickou hmotou, převážně rostlinného původu (Bičík a kol., 2009).

Půdní biota hraje zásadní roli ve fungování ekosystémů, a to zejména v biochemických cyklech (Hattenschwiler, 2005) s přihlédnutím na rostlinnou skladbu a obohacení (Kardol a kol, 2006, Bardgett a Van der Putten, 2014).

Tabulka č. 1 Početnost organismů v půdě (Bičík a kol., 2009)

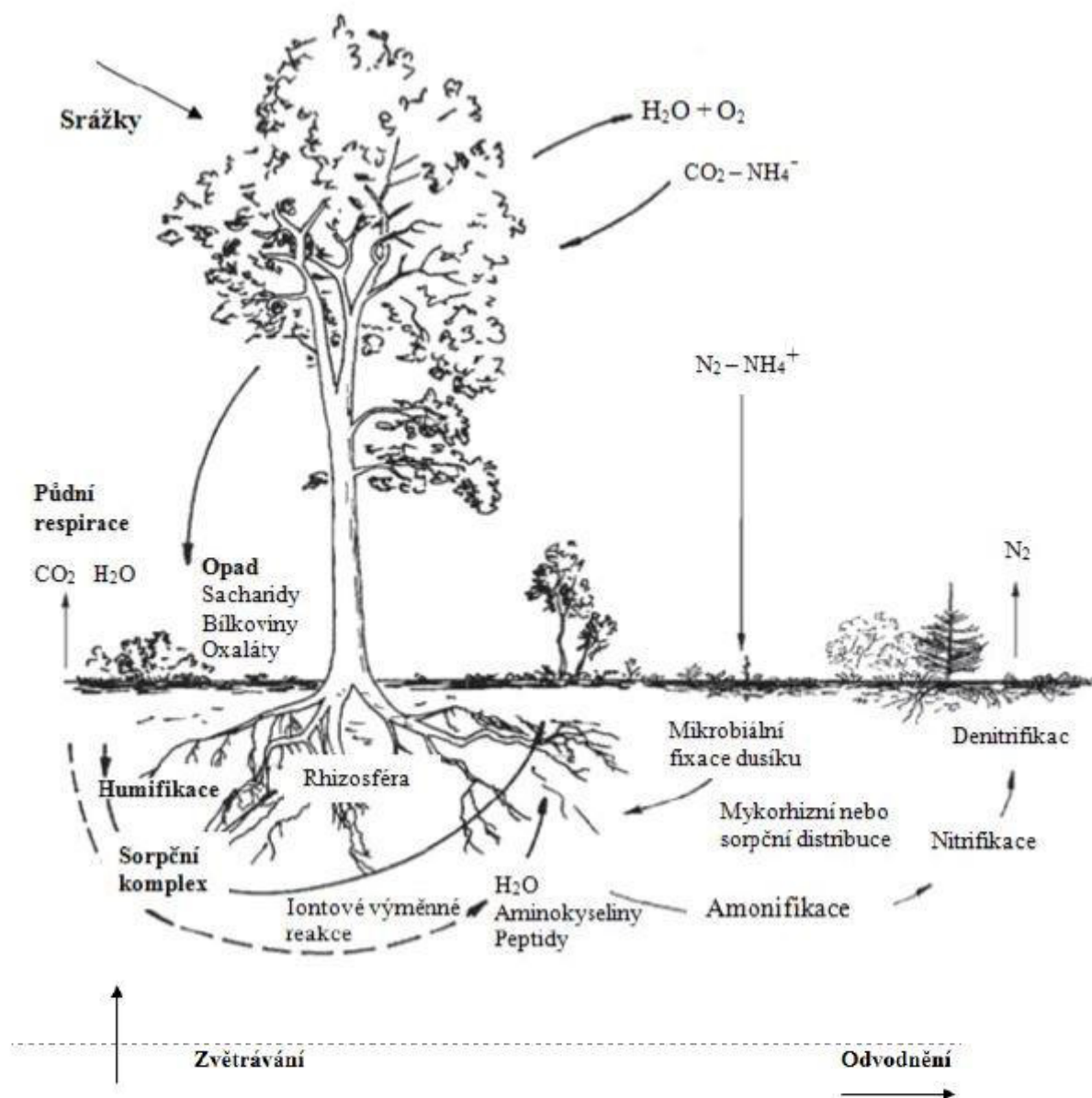
| | Celkový počet druhů | Početnost (jedinců na m ²) |
|-------------|---------------------|--|
| prvoci | 100 000 | 10 ⁴ - 10 ⁹ |
| hlístice | 500 000 | 10 ⁴ - 10 ⁷ |
| roupice | stovky | 10 ⁴ - 10 ⁶ |
| roztoči | tisíce | 10 - 10 ⁶ |
| chvostokoci | tisíce | 10 - 10 ⁵ |
| žížaly | stovky | 10 - 10 ² |

Tabulka č. 2 Velikostní kategorie půdního edafonu (Bičík a kol., 2009)



3.6. Koloběh látek v lesním ekosystému

Termínem koloběh látek rozumíme cyklický pohyb prvků mezi atmosférou, půdou, vodními plochami a organismy. Zahrnuje široké spektrum fyzikálních, chemických, biochemických a biologických procesů v různých složkách lesního ekosystému. Tyto procesy probíhají v pevné, kapalné nebo plynné fázi (Mahendrappa, 1986) a jsou proměnlivé v prostoru a čase (Sposito, 2008). Grafické znázornění koloběhu látek v lesním ekosystému můžeme pozorovat na obrázku 4. Studium koloběhu látek v lesním ekosystému umožnilo rozdělení lesa na množinu mikrosystémů (Samec, 2008). Jednou ze základních složek lesního ekosystému je půda, která je v dynamické rovnováze živými organismy a s atmosférou (Fisher a Binkley, 2000). V lesním hospodaření je půda významná především jako zdroj živin potřebných pro růst lesních porostů. Živiny se do půdy dostávají primárně ze zvětrávacích procesů matečných hornin a dekompozicí odumřelé organické hmoty (Bičík a kol., 2009). Obecně lze říci, že jehličnaté lesy jsou na živiny méně náročné než lesy listnaté. V rámci obou skupin je ovšem nutné počítat se značnou variabilitou (Mahendrappa, 1986). V současné době ale představuje velký problém narušená výživa na dlouhodobě acidifikovaných půdách při aktuální imisní zátěži, bilanci a využívání živin z půdy různými dřevinami (Šrámek, 2009).



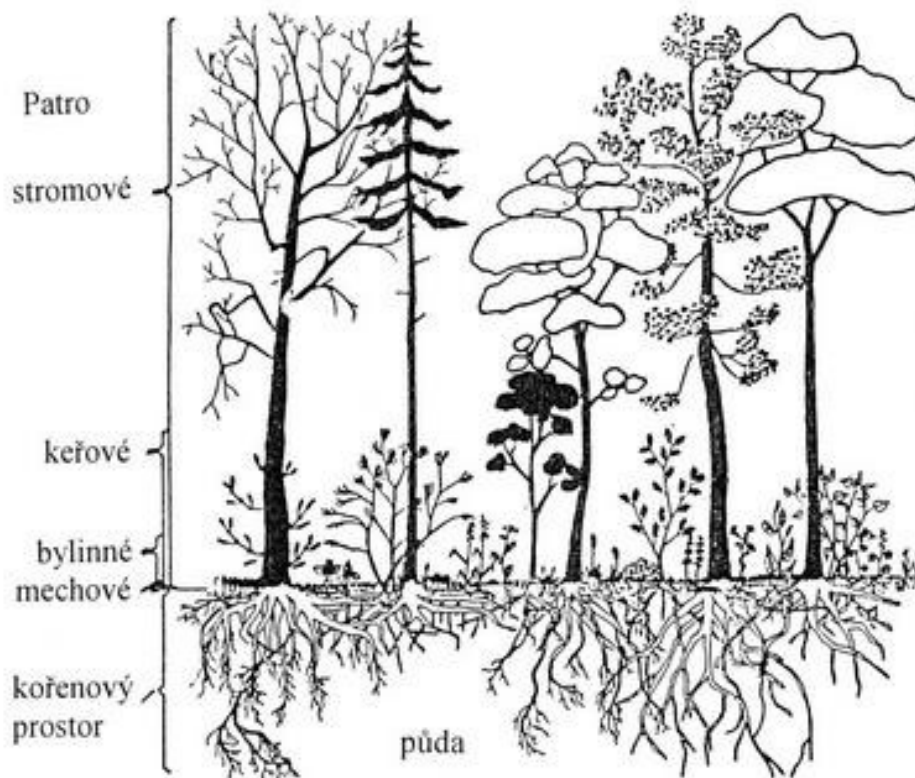
Obrázek č. 4 Koloběh prvků v lesním ekosystému (Samec 2008)

3.7. Půdní organická hmota

Půdní organická hmota zahrnuje veškerý organický materiál v půdě, jako rostlinný opad, lehké frakce, mikrobiální biomasu, ve vodě rozpuštěné látky a stabilizovanou organickou hmotu – humus. Z agronomického hlediska se půdní organická hmota dělí do dvou hlavních skupin na aktivní a stabilní. Aktivní organickou hmotou rozumíme veškeré rostlinné zbytky, lehké frakce, biomasu a nehumifikované látky a slouží jako okamžitý zdroj živin (N, P a S) pro rostliny. Stabilní organická hmota je důležitá z dlouhodobého hlediska nutriční bilance půdy (Stevenson, 1994).

Primárním zdrojem organické hmoty v lesních půdách je rostlinný opad (Mission a kol., 2001). Původcem rostlinného opadu v lesních ekosystémech jsou všechna

vegetační patra porostu, tedy patro stromové, keřové, bylinné, mechové a kořenové. Rozdělení těchto pater můžeme vidět na obrázku 5. Tyto rostlinné zbytky jsou následně rozkládány půdními organismy, především půdními mikroorganismy (Bičík a kol., 2009).

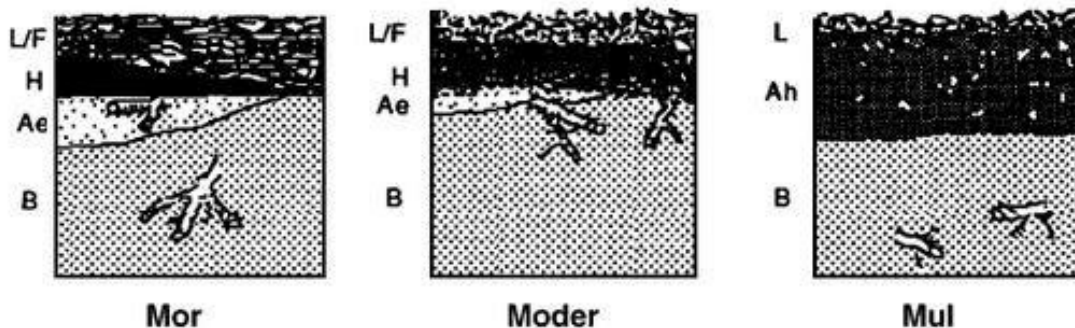


Obrázek č. 5 Struktura lesního ekosystému z prostorového a funkčního hlediska (Dostupné z: http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_EKOL/lesastruktura/struktura%20a%20vznam.htm)

3.7.1. Horizonty nadložního humusu

Horizont nadložního humusu O je typický pro lesní půdy. Tento horizont je tvořen především rostlinným opadem, a je charakteristický obsahem 20 – 30 % (hm.) organických látek a 12 – 18 % C_{ox} (hm.) (Kozák a kol., 2009). Horizont nadložního humusu lesních půd je dělen na tři části: opad (L), drť (F) a měl (H). Opadem rozumíme nejsvrchnější a nejmladší vrstvu půdy, která se skládá z jen málo narušených rostlinných a živočišných zbytků. Drť představuje částečně rozložené zbytky, kdy jsme ještě schopni určit jejich původ. Nejhlouběji se vyskytující vrstva nadložního humusu je měl, který bývá označován také jako jemný humus. Jedná se o nejstarší a nejrozloženější vrstvu nadložního humusu (Maras a kol., 1992).

Horizont nadložního humusu je místem většiny biologických transformací, které se nacházejí v terestrických ekosystémech, protože se nachází na rozhraní sfér rostlin, živočichů a mikroorganismů (Ponge, 2003). Formy nadložního humusu lze definovat jako morfologické typy dané pozorováním asociací organické a minerální hmoty na povrchu půdy (Lavelle, 2000). V lesnickém pojetí je humus tvořen neživými částmi především rostlinných zbytků a produktů jejich přeměn. Primárním materiálem tvorby humusu je hrabanka, která je tvořená především opadem lesních dřevin i podrostu, dále odumřelými živočišnými organismy. Tento výchozí materiál je rozrušován činností mikroedafonu i obratlovců, v konečné části procesu probíhá rozklad především za účasti mikroedafonu a syntézou nových látek. Na tom, které rody a druhy se podílejí na rozkladném procesu, rozdílné složení výchozího materiálu i rozdíly ve vnějších podmínkách udávají charakter výsledné humusové vrstvy. Jednotlivé humusové formy charakterizují intenzitu koloběhu látek v lesních porostech, je možno podle nich posoudit i podmínky pro výživu dřevin (Vrba a Huleš, 2006). Rozeznáváme tři formy nadložního humusu: mor, moder a mul. Formy nadložního humusu s označením mocnosti jednotlivých vrstev horizontu O, které jsou pro danou formu typické, můžeme vidět na obrázku 6.



Obrázek č. 6 Formy nadložního humusu (Dostupné z <
<https://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/docs/sil/sil411/A4110024.htm>>)

3.8. Obsah živin v půdě

Základními biogenními prvky pro rostliny jsou H, O a C. Tyto prvky jsou pro rostliny dostupné především z CO_2 a H_2O . Mikroelementy (Zn, Mn, Co, B, Mo aj.) a makroelementy (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe) jsou získávány především ze zvětrávacích procesů mateční horniny, část je přenášena srážkami, N je fixován přímo z atmosféry (Sposito, 2008). Hlavními ukazateli pro hodnocení stavu výživy lesních porostů jsou spolu s pH obsahy těchto prvků.

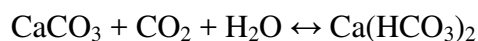
Obsahy prvků se stanovují jako přijatelná forma pro rostliny. Vyjadřují se v procentech nebo $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ půdy. U lesních půd musejí být obsahy biogenních a rizikových prvků v organických horizontech a v minerální půdě posuzovány a hodnoceny odděleně (Bičík a kol., 2009). V organických horizontech je podstatný zejména celkový obsah prvků. Předpokládá se, že živiny, které se nacházejí v této vrstvě, představují pohotovou zásobu pro rostliny. Tyto horizonty jsou také bezprostředně ovlivněny depozicí látek z ovzduší a obsah rizikových prvků tak může dosáhnout velmi vysokých koncentrací. V minerálních půdách jsou klíčové zejména zásoby biogenních prvků (Sáňka a Materna, 2004).

Lesní ekosystémy se často nacházejí na kyselých půdách, kde dostupnost Ca závisí na dvou hlavních vstupech – atmosférické depozici a zvětrávání půdních minerálů, a dále na biologickém koloběhu živin (Bedel et al., 2016). Dlouhodobá expozice kyselých dešťů spolu s poklesem Ca ve srážkách snižuje dostupnost bazických kationtů v lesních půdách (Hunington, 2000). Tato skutečnost může ohrozit zdraví lesních ekosystémů (Hames a kol., 2002). Kromě vnějších faktorů, které mají vliv na zdravotní stav lesů, jako je spad kyselých srážek, existují i vnitřní faktory. Mezi ně řadíme druhové složení a stáří lesů (Dijkstra a Smits 2002).

3.8.1. Vápník

Vápník je společně s prvky stronciem, bariem a radioaktivním radiem zařazen mezi tzv. s^2 prvky, tedy kovy alkalických zemin (Vacík a kol., 1996). Vápník je pátým nejrozšířenějším prvkem zemské kůry a patří mezi biogenní prvky (Mareček a Honza, 2002). Pro svou vysokou reaktivitu se tento prvek v přírodě vyskytuje pouze ve sloučeninách, a to především v horninách a nerostech (Vacík a kol., 2001). Nejvýznamnějšími sloučeninami Ca jsou vápenec CaCO_3 , sádrovec $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, apatit $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ a fosforit $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3$ (Mareček a Honza, 2002).

Nejrozšířenější sloučeninou Ca v přírodě je uhličitán vápenatý (CaCO_3), který se nachází ve dvou krystalových polymorfiích: hojně jako kalcit, vzácněji jako aragonit. Uhličitán vápenatý je ve vodě nerozpustný, ale účinkem vodného roztoku CO_2 se mění na rozpustný, a pro rostliny přístupný hydrogenuhličitán vápenatý $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ (Vacík a kol., 2001).



Na uvedené reakci je v přírodě založen koloběh vápníku a vznik krasových jevů. Uhličitán vápenatý se mimo jiné využívá jako průmyslové hnojivo zásadité povahy. Jde například o ledek vápenatý $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ nebo kyanamid vápenatý CaCN_2 známý také jako dusíkaté vápno (Vacík a kol., 1996).

Vápník je nejdůležitějším bazickým prvkem a jeho množství v půdě ovlivňuje schopnost vod a půd neutralizovat kyselou depozici. Půdy, které vznikají na horninách s vyšším obsahem Ca (např. vápenec) obvykle lépe a dlouhodoběji odolávají účinkům kyselé depozice, než půdy vzniklé na horninách s nízkým obsahem Ca (např. žuly) (Hruška a kol., 2006).

Převážná většina Ca v ekosystému, přes 99 % je přítomno v půdě, zatímco pouze asi 0,5 % je vázáno ve vegetaci. Přibližně 12 % z dostupné zásoby živin je kořenovým systémem čerpána vegetací. Meteorologické vstupy představují asi jen 3,5 % veškerého vápníku přijatého rostlinami, zatímco zvětrávání hornin představuje zhruba 34 % příjmu vegetace. Z celkového množství přijatého Ca rostlinami je vráceno zhruba 87 % zpět na lesní půdu (Likens a Bormann, 1995).

Nedostatečné množství Ca v půdě a bazických kationtů vůbec může dlouhodobě ohrozit lesní ekosystémy (Johnson a kol., 2000). Protože jsou velké lesní plochy porostlé monokulturami stejného věku, mění se tak složení vstupujících látek do lesního ekosystému. Tyto změny v půdním prostředí pak mohou být snadno zaměňovány za reakci na vliv okolního prostředí, jako je například spad kyselých depozic (Hotopp, 2002). Se stárnutím lesa dochází k růstu kořenů do větších hloubek a s tím spojené čerpání Ca z hlubších vrstev půdy, které mohou hrát roli ve změnách koloběhu Ca v lesním ekosystému (Finzi a kol., 1998). K rozlišení účinků věku porostu, druhového složení a kyselé depozice mohou být použity různé formy studia půdního Ca, jako například hojnost hlemýžďů, obsah Ca v lesním opadu nebo obsah Ca v odtokových vodách (Hotopp, 2002).

3.8.1.1. Vliv obsahu vápníku na porost

Vápník je přítomen v zelené i v dřevnaté části rostlin. Pro rostliny je vápník důležitý především jako živina pro stavbu buněčných stěn a pro buněčné dělení (Hotopp, 2002). Dále neutralizuje organické kyseliny vznikající v rostlinách a v neposlední řadě se Ca podílí na aktivitě mnohých enzymů (Kincl a kol., 2000). Vápník se do rostlin dostává z půdního roztoku, který je rozváděn ve formě vodného roztoku xylémem do nadzemních částí rostlin

(Carafoli a Klee, 1999). Vápník se hromadí především ve starých pletivech rostlin (Kincl a kol., 2000).

Množství Ca v půdě se odráží na kvalitě porostu. Jeho deficit se projevuje například odumíráním vrcholových částí výhonů, nebo svinováním čepelí nejmladších listů. Nedostatek Ca je velmi často doprovázen deficitem jiných živin, především Mg (Hruška a Ciencala, 2001). Deficitem Ca v půdě jsou dále poškozeny dělivá pletiva, zpomaluje se růst kořenů i celých rostlin. Nedostatek Ca v půdě také negativně ovlivňuje dostupnost potravy bohaté na Ca pro lesní zvířenu (Pabian a Brittingham, 2011).

3.9. Vzájemné ovlivnění bylinného patra a půdy

Ekologie rostlin se zabývá vztahy mezi prostředím a rostlinami, kde dochází k nepřetržité látkové a energetické výměně. Půdní podmínky jsou vedle klimatických podmínek nejdůležitějším činitelem, které podminují život rostlin na konkrétních stanovištích, hojnost jejich výskytu a další znaky. Každá rostlina požaduje půdu s jinými vlastnostmi (Mráz a Samek, 1966).

Druh rostlinného pokryvu ovlivňuje půdní prostředí. V ekosystémech chudých na živiny roste vegetace pomaleji a produkuje opad, který není kvalitní na živiny, a jehož rychlost rozkladu je nízká. V ekosystémech bohatých na živiny je situace zcela opačná. Vegetace zde roste rychleji a následně produkuje kvalitnější, na živiny bohatý opad, který se degraduje výrazně rychleji (Hobbie, 1992). Někteří autoři uvádějí, že druh vegetace může mít na půdní prostředí a cyklus živin větší účinek než abiotické faktory (Aponte a kol., 2013, Hobbie, 1992).

Druhové složení lesa výrazně ovlivňuje prostřednictvím opadu obsah prvků v horních půdních horizontech (Vesterdal a Round – Rasmussen, 1998). Například obsah Ca v nadzemních částech dřevin se mezi druhy významně liší. Mezi dřeviny s relativně vysokou koncentrací Ca v listech patří například lípa americká (*Tilia americana* L.), šácholan přišpičatělý (*Magnolia acuminata* L.) nebo jalovec viržinský (*Juniperus Virginiana* L.). Oproti tomu mezi dřeviny s nízkou koncentrací Ca v listech patří například borovice (*Pinus spp.*), jedlovec kanadský (*Tsuga canadensis* L.) (Thomas, 1969) nebo buk lesní (*Fagus sylvatica*) (Fahey a kol., 1998).

4. MATERIÁL A METODY

4.1. Charakteristika řešeného území

Pro praktický výzkum předkládané práce byly vybrány tři lokality v Jizerských horách: lokalita č. 1 Viničná cesta, lokalita č. 2 Černý potok, lokalita č. 3 Jedlový důl. Umístění lokalit je znázorněno na obrázku 7. Zvolené lokality se vyskytují v rozmezí od 439 m n. m. do 592 m n. m. Všechny studované lokality se nacházejí převážně ve svažitých polohách a jsou charakteristické acidofilní bučinou.

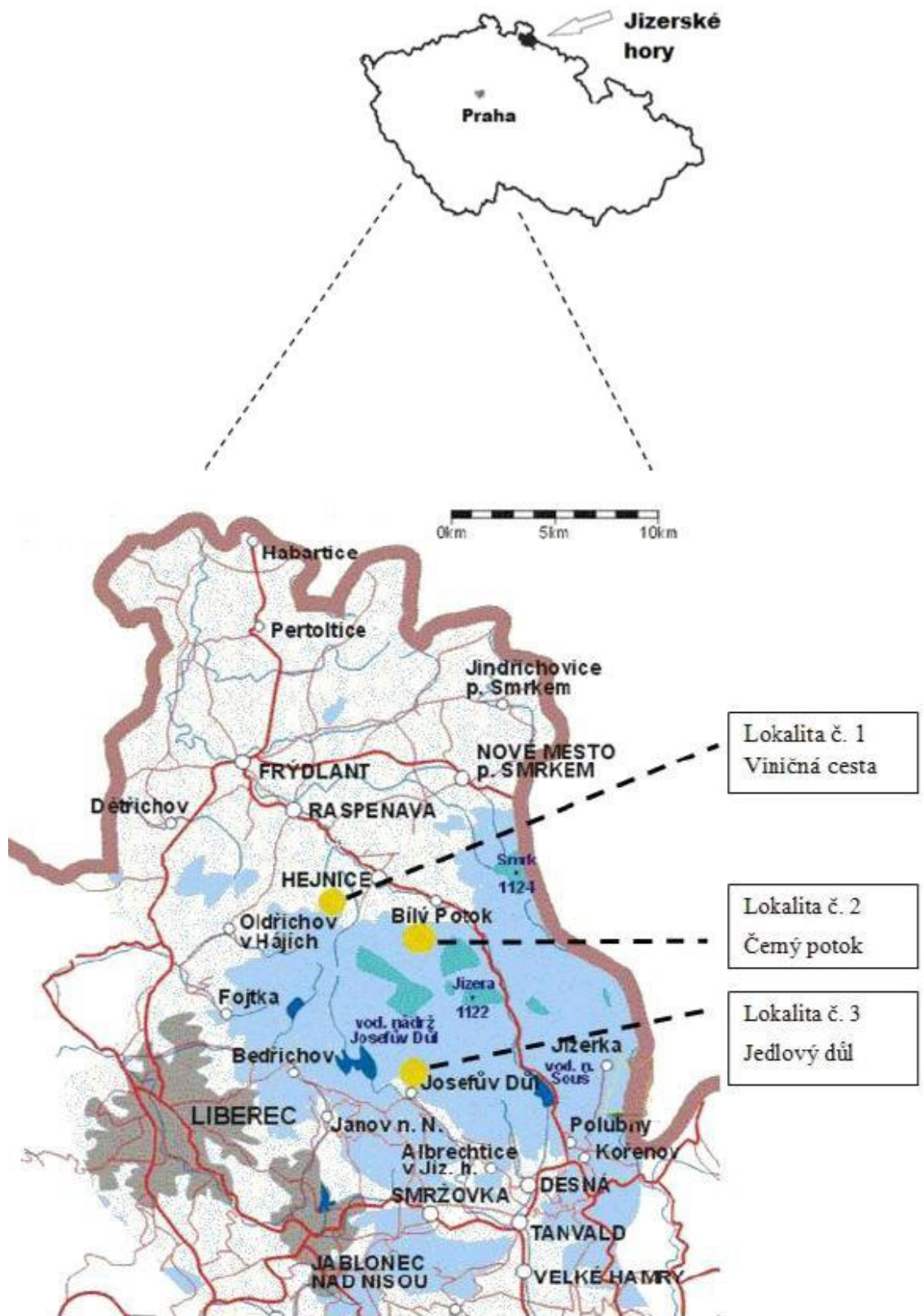
Jizerské hory se nacházejí na severu České republiky při hranicích s Polskou republikou. Oblast je tvořena hraničním horským masivem. Absolutní rozpětí nadmořských výšek je od 350 m n. m. do 1124 m n. m. Z geologického hlediska patří Jizerské hory do území krkonoško – jizerského krystalinika. Horninové podloží tvoří převážně biotitový granit s velkými vyrostlicemi draselného živce. Dalšími zastoupenými horninami jsou zde ruly, svory a magmatity (Hrib a kol., 2009).

V oblasti Jizerských hor se zřetelně mění charakter půd v závislosti na nadmořské výšce. Nalezneme zde podhorské až horské typy půd (Slodičák a kol., 2005). Vzniklé půdy jsou písčité až hlinitopísčité. Typické jsou zejména tyto typy půd: kryptopodzoly, kambizemě, horské podzoly, rankery, gleje a rašeliny.

Jizerskohorské bučiny, které mají rozlohu přes 900 ha, jsou největším maloplošným chráněným územím v Jizerských horách (Hrib a kol., 2009).

4.2. Odběr vzorků

Na každé lokalitě byly vzorky odebírány v nahé a obohacené acidofilní bučině, vždy ve třech opakováních. Charakteristika nahé a obohacené bučiny byla popsána v kapitole 3.4. Vzorky byly odebírány kvantitativně pomocí ocelového rámečku o rozměrech 25 x 25 cm. Vnitřní obvod rámečku byl oříznut ostrým nožem, aby došlo k oddělení kořínků a listů. Následně byly odebrány všechny vrstvy nadložního humusu L, F, H. Na každé lokalitě byly dále vykopány půdní sondy pro klasifikaci půdního typu, rovněž byla určena forma nadložního humusu podle Němeček a kol. (2011) a byl odebrán vzorek B horizontu. Dohromady tak bylo odebráno a analyzováno 60 půdních vzorků. Vzorky byly odebírány do PVC pytlíků. Příklad vykopané půdní sondy na lokalitě Černý potok je vidět na obrázku 9.



Obrázek č. 7 Vymezení řešeného území s vyznačením konkrétních lokalit

4.3. Charakteristika jednotlivých lokalit

4.3.1. Viničná cesta

Lokalita Viničná cesta se nachází v blízkosti obce Hejnice v Jizerských horách. Odběrová místa jsou situována ve svahu pod značenou turistickou trasou, pod bukovým porostem v nadmořské výšce 446 m n. m. (nahá bučina) a 470 m n. m. (obohacená bučina). Bylinný pokryv byl v obohacené bučině tvořen javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*), půda byla v holé i obohacené bučině klasifikována jako kambizem. Podle vypočítaných hodnot nasycenosti sorpčního komplexu byly dále půdy určeny podle Němeček a kol. (2011) jako kambizem mesobazická (obohacená bučina) a kambizem oligobazická (holá bučina). Na obrázku 8 můžeme vidět povrchovou sondu v obohacené bučině a ocelový rámeček, pomocí něhož byly vzorky odebírány. V tabulce 3 jsou uvedeny mocnosti jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině. Na základě těchto mocností byly dle Němeček a kol. (2011) určeny formy nadložního humusu. V obohacené bučině byla forma nadložního humusu klasifikována jako morový moder, v neobohacené bučině jako typický mor.



Obrázek č. 8 Odběrové místo Viničná cesta – obohacená bučina

Tabulka č. 3 Hloubka jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině na lokalitě Viničná cesta

| Obohacená bučina | | Neobohacená bučina | |
|------------------|--------------|--------------------|--------------|
| horizont | hloubka (cm) | horizont | hloubka (cm) |
| L | 0 - 1,5 | L | 0 - 3,5 |
| F | 1,5 - 2,5 | F | 3,5 - 5,0 |
| H | 2,5 - 5,0 | H | 5,0 - 9,5 |

4.3.2. Černý potok

Odběrové místo Černý potok se nachází nad obcí Bílý potok. Od lokality Viničná cesta je vzdáleno asi 4,5 km vzdušnou čarou. Vzorke byly odebrány v blízkosti vodopádu na Černém potoce v nadmořských výškách 592 m n. m. (nahá bučina) a 652 m n. m. (obohacená bučina). V obohacené bučině tvořila bylinný pokryv měsíčnic vytrvalá (*Lunaria revidida*). V obohacené bučině byla půda klasifikována jako ranker mesobazický, v neobohacené bučině jako kambizem oligobazická. Na obrázku 9 je vidět půdní sonda v obohacené bučině. V tabulce 4 jsou uvedeny mocnosti jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině. V obohacené bučině byla forma nadložního humusu klasifikována jako morový moder, v neobohacené bučině jako typický mor.



Obrázek č. 9 Půdní profil na lokalitě Černý potok – obohacená bučina

Tabulka č. 4 Hloubka jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině na lokalitě Černý potok

| Obohacená bučina | | Neobohacená bučina | |
|------------------|--------------|--------------------|--------------|
| horizont | hloubka (cm) | horizont | hloubka (cm) |
| L | 0 - 2,0 | L | 0 - 3,0 |
| F | 2 - 5,5 | F | 3 - 5,5 |
| H | 5,5 - 8,5 | H | 5,5 - 8,0 |

4.3.3. Jedlový důl

Třetí odběrové místo se nachází v blízkosti obce Josefův Důl v nadmořské výšce 644 m n. m. (obohacení i neobohacená bučina). V obohacené bučině bylo bylinné patro tvořeno devětsilem lékařským (*Petasites hybridus*, L.), půda byla klasifikována v holé i obohacené bučině jako podzol modální. Na obrázku 10 je vidět odběrová plocha v neobohacené bučině. V tabulce 5 jsou uvedeny mocnosti jednotlivých nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině. V obohacené bučině byla forma nadložního humusu klasifikována jako pravý mul, v neobohacené bučině jako morový moder.



Obrázek č. 10 Odběrové místo Jedlový důl – neobohacená bučina

Tabulka č. 5 Mocnost nadložních horizontů v obohacené a neobohacené bučině na lokalitě Jedlový důl

| Obohacená bučina | | Neobohacená bučina | |
|------------------|--------------|--------------------|--------------|
| horizont | hloubka (cm) | horizont | hloubka (cm) |
| L | 0 - 1,5 | L | 0 - 2,0 |
| F | 1,5 - 2,0 | F | 2 - 4,5 |
| A | 2,0 - 4,0 | A | 4,5 - 6,5 |

4.4. Příprava vzorků k analýze

Odebrané vzorky byly rozděleny na dvě části. První část vzorků byla ihned použita pro laboratorní analýzy, druhá část vzorků byla vysušena při teplotě 50 °C do konstantní hmotnosti. Suché vzorky byly přesítovány přes 2 mm síto, vzorky organického horizontu L byly zhomogenizovány v mixéru.

Vysušené vzorky byly naváženy po 2,5 g do laboratorních lahvíček. Navážené vzorky byly zality 30 ml 0,1 M BaCl₂, protřepány na horizontální třepače při 150 posunech·min⁻¹ a odstředěny na odstředovače při 4000 otáčkách · min⁻¹ po dobu 10 min. Následně byly vzorky filtrovány přes filtrační papír. V takto připravených vzorcích byly naměřeny hodnoty pH potenciometricky. Vzorky byly dále desetkrát ředěny pro další stanovení prvků pomocí ICP-OES (Cools a De Vos, 2010). Pro změření stanovení pH půdy potencionální výměnnou reakcí (pH_{KCl}) bylo do plastových laboratorních lahvíček naváženo po 1 g vysušené půdy. Každý vzorek byl zalit 0,2 M roztokem KCl. Takto připravené vzorky byly protřepány na horizontální třepače při 150 posunech · min⁻¹. pH bylo změřeno na zkalibrovaném pH metru potenciometricky

Odebrané, čerstvé vzorky byly naváženy do laboratorních lahvíček, horizonty L po 3 g, ostatní horizonty po 4 g. Navážené vzorky pak byly zality 40 ml deionizované H₂O a protřepány na horizontální třepače při 150 posunech · min⁻¹ po dobu 24 hodin. Poté byly vzorky po dobu 10 minut odstředovány na odstředovače při 4000 otáčkách · min⁻¹. Následně byly vzorky filtrovány v podtlaku přes nylonový membránový filtr. V takto získaném vodním extraktu byly stanoveny hodnoty pH potenciometricky a byly stanoveny obsahy kationtů.

4.5. Vlastní analýza vzorků

4.5.1. Stanovení kationtů

4.5.1.1. Volné kationty

Stanovení volných kationtů ve vodném extraktu bylo provedeno na katedře Pedologie a ochrany půdy na ČZU pomocí přístroje ICS 90 (Dionex). Na analytické koloně CS 16 byly za použití methansulfonové kyseliny jako mobilní fáze odděleny jednotlivé kationty. Zjišťování analytu probíhalo konduktometricky po supresi vodivosti mobilní fáze.

4.5.1.2. Výměnné kationty

Stanovení proběhla na katedře Pedologie a ochrany půd na ČZU na ICP - OES iCAP 7000 (Thermo, USA). Bylo změřeno zastoupení prvků Ca, Mg, K, Na, Al, Fe a Mn ve vzorcích. Pro stanovení základních výměnných kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} a Mn^{2+}) byly naměřené hodnoty přepočítány podle standardizované rovnice:

$$IE = \frac{c \times V \times 10}{m \times EQ \times 10}$$

kde:

IE iontový ekvivalent [$\text{cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$]

c koncentrace daného prvku ve vzorku

V objem přidaného roztoku BaCl_2

m navážka vzorku půdy

EQ ekvivalentní hmotnost prvku, platí $\text{Na}^+ = 22,99$; $\text{Al}^{3+} = 8,99$; $\text{Ca}^{2+} = 20,04$; $\text{Fe}^{3+} = 18,62$; $\text{K} = 39,1$; $\text{Mg}^{2+} = 12,16$, $\text{Mn}^{2+} = 27,47$

(Cools a De Vos, 2010).

4.5.2. Výpočet hydrolytické acidity H^+

Hydrolytická acidita (H^+) byla spočítána pomocí změřených hodnot $\text{pH}_{\text{BaCl}_2}$, výsledné hodnoty jsou vyjádřeny v $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$. Hydrolytická acidita byla vypočtena podle následující rovnice:

$$H^+ = 10^{-1} \times \frac{(10^{-pH_p} \times 10^{-pH_o}) \times V \times 1000}{m \times 0,88} - \frac{c(\text{Al}) \times V}{m \times M(\text{Al}) \times (1 + \frac{10^{-pH_p}}{10^{-5,85}})}$$

kde:

$10^{-\text{pH}^{\text{p}}}$ hodnota $\text{pH}_{\text{BaCl}_2}$ daného vzorku

$10^{-\text{pH}^{\text{h}}}$ hodnota pH čistého roztoku BaCl_2

V objem vzorku

m hmotnost navážky půdy

$c(\text{Al})$ koncentrace Al ve vzorku

$M(\text{Al})$ molární hmotnost Al

(Cools a De Vos, 2010).

4.5.3. Výpočet kationtové výměnné kapacity a nasycenosti sorpčního komplexu

Kationtová výměnná kapacita (KVK) charakterizuje celkovou schopnost půdy poutat kationty (Sáňka a Materna, 2004). Hodnoty KVK jsou vyjádřené v $\text{mmol} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ půdy ($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy). Hodnota nasycenosti sorpčního komplexu (V) udává, z kolika procent je půda nasycena bazickými kationty. Kationtová výměnná kapacita byla vypočítána podle vzorce:

$$KVK = \Sigma S + \text{Mn}^{2+} + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+} + \text{Fe}^{3+}$$

kde:

ΣS součet bazických kationtů Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a Na^+ ;

H^+ hodnota hydrolytické acidity daného vzorku

Al^{3+} množství kationtu Al^{3+} daného vzorku

Mn^{2+} množství kationtu Mn^{2+} daného vzorku

Fe^{3+} množství kationtu Fe^{3+} daného vzorku.

Nasycenost sorpčního komplexu byla vypočítána podle vzorce:

$$V = \frac{\Sigma S \times 100}{KVK}$$

(Cools a De Vos, 2010).

4.6. Vyhodnocení výsledků

Základní zpracování získaných dat bylo provedeno pomocí programu MS Office Excel. Statistické analýzy byly provedeny v programu Statistica. Data byla testována jednofaktorovou analýzou rozptylu a analýzou rozptylu s interakcemi (ANOVA) na hladině významnosti $p = 0,05$. Korelace mezi aktivním a výměnným půdním vápníkem byla vyjádřena korelační křivkou, korelace vybraných kationtů byla vyjádřena v korelačních maticích.

5. VÝSLEDKY

Výzkum zpracovává porovnání půdních podmínek obohacené a holé bučiny na třech lokalitách v Jizerských horách. Na každé lokalitě bylo bylinné patro v obohacené bučině tvořeno jiným bylinným pokryvem. Na všech lokalitách bylo odebráno celkem 60 půdních vzorků. Jedná se o vzorky nadložního horizontu (horizonty L, F a H) a vzorky B/C horizontů. Dle mocností nadložních horizontů byly určeny formy nadložního humusu. Laboratorními analýzami byly zjišťovány rozdíly mezi hodnotami pH, obsahy vybraných prvků v aktivní a výměnné, kationtové výměnné kapacity a nasycenosti sorpčního komplexu mezi obohacenou a holou bučinou. Dále byl zjišťován rozdíl mezi jednotlivým bylinným pokryvem a rozdíl mezi neobohacenými bučinami.

Při porovnávání neobohacených bučin mezi jednotlivými lokalitami nebyly nalezeny žádné statisticky významné rozdíly.

5.1. pH

Tabulka 6 znázorňuje minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatnou odchylku pH ve dvou různých charakteristikách ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ a pH_{KCl}). Z výsledků vyplývá, že hodnoty pH jsou velmi variabilní. Při měření $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ byla zjištěna nejnižší hodnota pH 4,23 na lokalitě Černý potok v obohacené bučině, kde tvořila bylinný pokryv měsíčnice lékařská, v horizontu H. Při měření pH_{KCl} byla zjištěna minimální hodnota na lokalitě Černý potok v neobohacené bučině v horizontu F. Nejvyšší hodnoty pH byly zjištěny při obou měření v horizontu L, v případě $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ na lokalitě Jedlový důl, kde tvořil bylinný pokryv devěsíl lékařský, nejvyšší hodnota pH_{KCl} byla zjištěna na lokalitě Černý potok.

Tabulka č. 6 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatná odchylka různých měření pH na všech studovaných lokalitách, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)

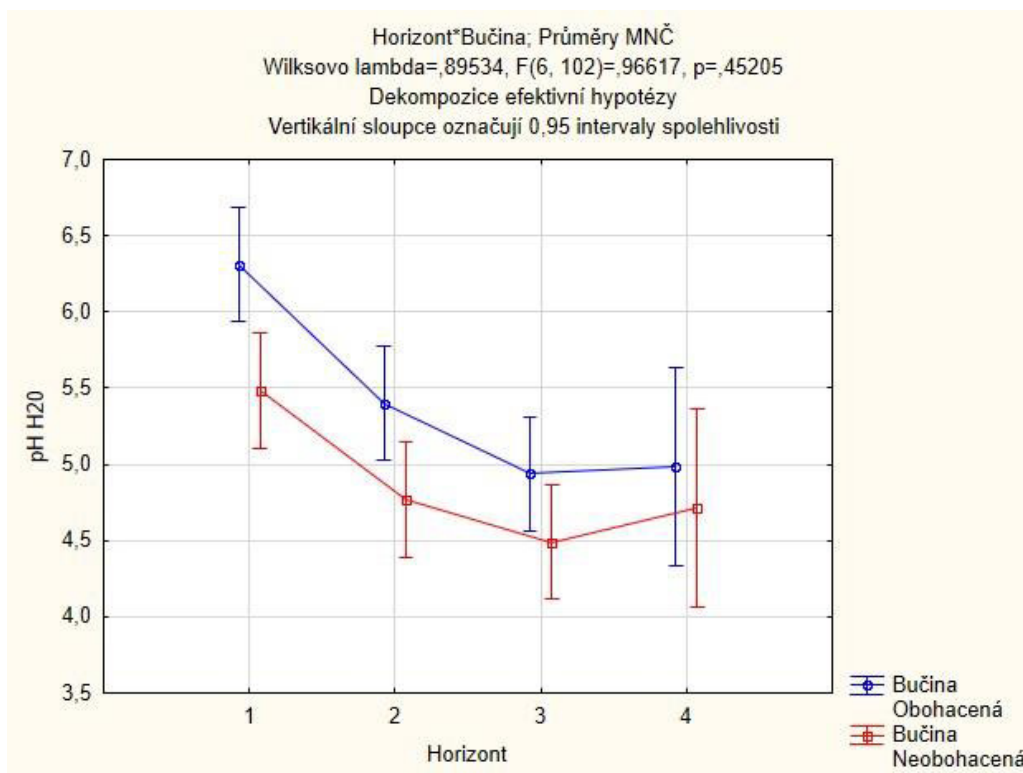
| | $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ | pH_{KCl} |
|----------------------------|----------------------------------|--------------------------|
| Minimum | 4,23 | 2,89 |
| Maximum | 7,25 | 5,36 |
| Průměr | 5,19 | 4,06 |
| Směrodatná odchylka | 0,78 | 0,62 |

Tabulka 7 znázorňuje průměrné hodnoty aktivního a výměnného pH (pH_{H_2O} pH_{KCl}) na všech lokalitách. Je zde vidět srovnání hodnot půdní reakce mezi obohacenou a neobohacenou bučinou. Je zřejmé, že nejvyšších průměrných hodnot dosahovalo pH na lokalitě Jedlový důl, naopak nejnižší hodnoty byly zjištěny na lokalitě Viničná cesta.

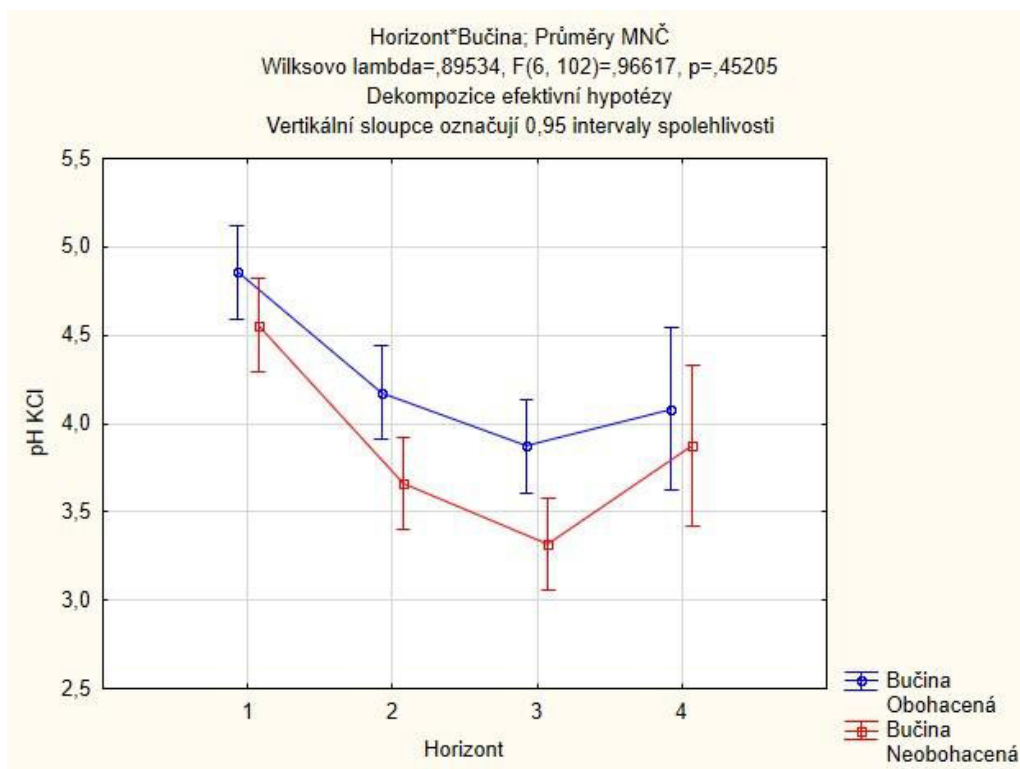
Tabulka č. 7 Průměrné hodnoty pH_{H_2O} a pH_{KCl} na lokalitách Viničná cesta, Černý potok a Jedlový důl – srovnání obohacené a neobohacené bučiny, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)

| Viničná cesta | | | | |
|--------------------------|------------------|----------------|--------------------|----------------|
| | Obohacená bučina | Směr. odchylka | Neobohacená bučina | Směr. odchylka |
| pH H₂O | 5,00 | 0,55 | 4,78 | 0,47 |
| pH KCl | 3,96 | 0,41 | 3,88 | 0,62 |
| Černý potok | | | | |
| | Obohacená bučina | Směr. odchylka | Neobohacená bučina | Směr. odchylka |
| pH H₂O | 5,19 | 0,75 | 4,85 | 0,46 |
| pH KCl | 4,13 | 0,58 | 3,55 | 0,39 |
| Jedlový důl | | | | |
| | Obohacená bučina | Směr. odchylka | Neobohacená bučina | Směr. odchylka |
| pH H₂O | 6,29 | 0,66 | 5,06 | 0,59 |
| pH KCl | 4,75 | 0,31 | 4,11 | 0,61 |

Graf 1 a Graf 2 znázorňují statisticky významné rozdíly hodnot pH_{H_2O} a pH_{KCl} v závislosti na hloubce odebraného vzorku. Grafy dále srovnávají rozdíly mezi hodnotami pH v obohacené a neobohacené bučině. Čísla 1 až 3 na ose x odpovídají vrstvám nadložního horizontu O (1 – L, 2 – F, 3 – H), číslo 4 odpovídá horizontu B/C. Z grafu je patrné, že hodnoty pH v nadložním horizontu O s hloubkou výrazně klesají. Nevýznamnější rozdíl mezi hodnotami pH je mezi horizonty L a F v obohacené i neobohacené bučině. Z výsledků analýzy je zřejmé, že největší vliv na hodnotu pH má právě hloubka, ve které byl vzorek odebrán. Faktor obohacení byl také statisticky významný a to zvláště v horizontu L.



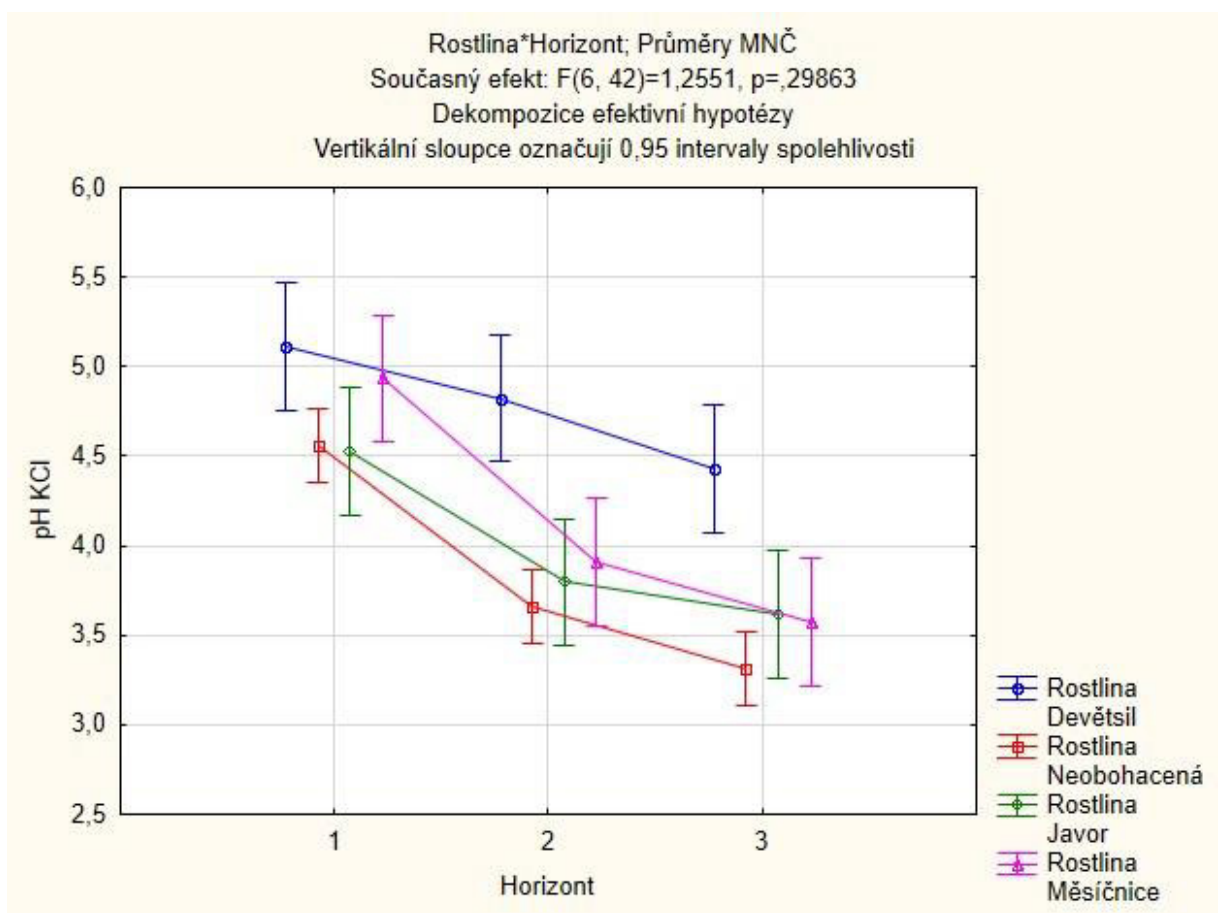
Graf č. 1 Srovnání hodnot pH_{H₂O} v obohacené a nebohacené bučině v závislosti na hloubce odebraného vzorku, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)



Graf č. 2 Srovnání hodnot pH_{KCl} v obohacené a nebohacené bučině v závislosti na hloubce odebraného vzorku, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)

Při rozčlenění bylinného patra byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi hodnotami pH v závislosti na bylinném pokryvu půdy. Tuto skutečnost můžeme vidět na grafu 3.

Výsledky ukazují, že devětsil lékařský se vyskytuje na nejméně kyselých půdách. Rozdíl mezi hodnotami pH půd s pokryvem javoru klenu a měsíční vytrvalou není statisticky významný. Druhu bylinného pokryvu byl posouzen jako dominantní faktor pro změnu pH půdy.



Graf č. 3 Rozdíly hodnot pH v závislosti na bylinném pokryvu a hloubce odebraného vzorku, počítáno pro vzorky nadložních horizontů obohacených bučin (27 vzorků)

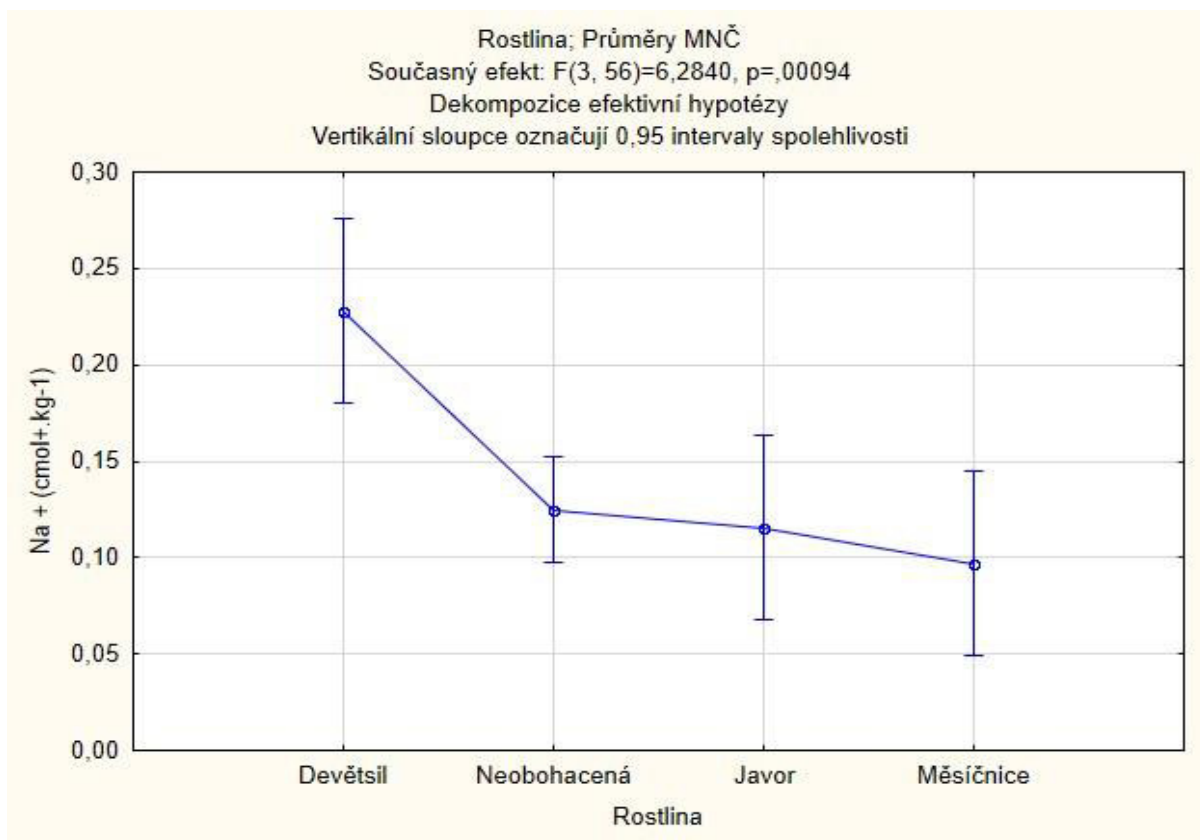
5.2. Stanovení výměnných kationtů

V tabulce 8 jsou znázorněny minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatná odchylka sledovaných výměnných kationtů v půdě. Hodnoty jsou uvedeny v jednotkách $\text{cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy. Z výsledků vyplývá, že zastoupení jednotlivých kationtů v půdě je velmi variabilní. Nejvyšší průměrné hodnoty byly zjištěny pro kationty Ca^{2+} ($15,81 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy), Al^{3+} ($2,78 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy), K^+ ($6,94 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy) a Mg^{2+} ($2,41 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy). Nejnižší průměrné hodnoty byly zjištěny pro kationty Fe^{3+} ($0,20 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy) a Mn^{2+} ($0,01 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy). Nejvyšší naměřené hodnoty byly zjištěny pro kationty Ca^{2+} ($62,93 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy) na lokalitě Černý potok v neobohacené bučině v horizontu L. Dalšími nejvíce zastoupenými kationty jsou kationty Al^{3+} ($13,31 \text{ cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy) v obohacené bučině na lokalitě Černý potok v horizontu H. Minimální hodnoty Al^{3+} a Fe^{3+} byly naměřeny pod detekčním limitem. Tyto velmi nízké hladiny byly zjištěny v obohacené i neobohacené bučině, množství kationtů Al^{3+} bylo nejnižší ve svrchních horizontech L a F, nejnižší hodnoty u Fe^{3+} byly zjištěny ve svrchních L horizontech a spodních B/C horizontech.

Tabulka č. 8 Obsah výměnných kationtů vyjádřených v $\text{cmol} + \cdot \text{kg}^{-1}$, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)

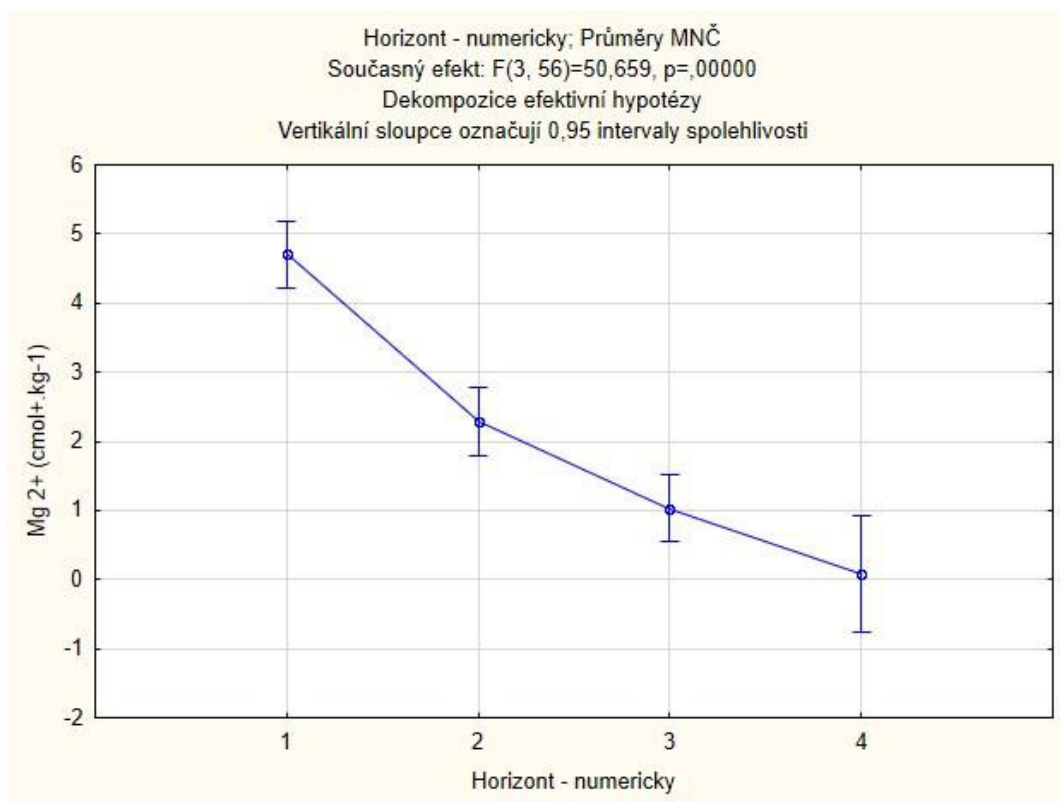
| | Al^{3+} | Ca^{2+} | Fe^{3+} | K^+ | Mg^{2+} | Mn^{2+} | Na^+ |
|----------------------------|------------------|------------------|------------------|--------------|------------------|------------------|---------------|
| Minimum | 0,03 | 0,14 | 0,02 | 0,08 | 0,03 | 0,01 | 0,03 |
| Maximum | 13,3 | 62,9 | 0,86 | 6,94 | 6,59 | 4,33 | 0,53 |
| Průměr | 2,78 | 15,8 | 0,20 | 1,70 | 2,41 | 1,03 | 0,14 |
| Směrodatná odchylka | 3,01 | 13,1 | 0,26 | 1,43 | 1,92 | 1,05 | 0,08 |

Při porovnávání obsahu bazických kationtů mezi obohacenou a neobohacenou bučinou byl zjištěn statisticky významný rozdíl u kationtů Fe^{3+} ($p = 0,01$). Půdy neobohacených bučin obsahují poměrně více kationtů Fe^{3+} než půdy bučin obohacených. Při detailnějším rozčlenění bylinného patra byl zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu kationtů Na^+ mezi jednotlivým bylinným porostem. Z grafu 4 je zřejmé, že půdy porostlé devětsilem lékařským jsou nejbohatší na kationty Na^+ .

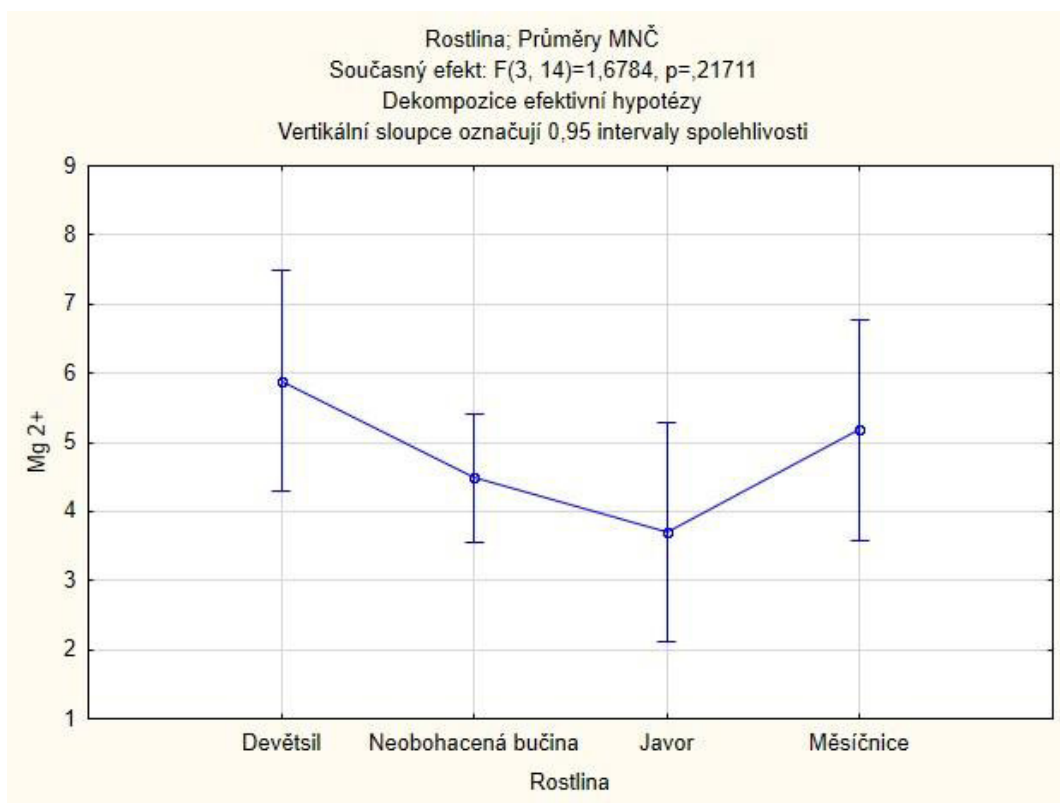


Graf č. 4 Statisticky významný rozdíl v obsahu výměnných kationtů Na⁺ v závislosti na jednotlivý bylinný pokryv, počítáno pro všechny vzorky a všechny horizonty (60 vzorků)

Dále byl zjišťován obsah jednotlivých kationtů napříč půdním profilem. Byla zjištěna velká variabilita v distribuci zjišťovaných kationtů v závislosti na hloubce odebraného vzorku. Největší variabilita byla zjištěna u kationtů Al³⁺, Ca²⁺, K⁺ a Mg²⁺. Příklad distribuce kationtů Mg²⁺ v půdním profilu je vidět na grafu 5. Je zřejmé, že zastoupení výměnných kationtů Mg²⁺ v půdním profilu s hloubkou klesá, a to zvláště v horizontu L. V tomto horizontu byl dále zjišťován vliv bylinného patra na obsah výměnných kationtů Mg²⁺. Byly zjištěny určité rozdíly v obsahu výměnných kationtů Mg²⁺ pod různým bylinným pokryvem, nejvyšší obsah kationtů Mg²⁺ se nachází v půdách obohacených devětsilem lékařským a měsíčnicí vytrvalou, nejméně kationtů Al³⁺ bylo zjištěno v půdách obohacených javorem klenem. Rozdíly v obsahu prvků mezi jednotlivými lokalitami ale nebyly statisticky významné (graf 6).

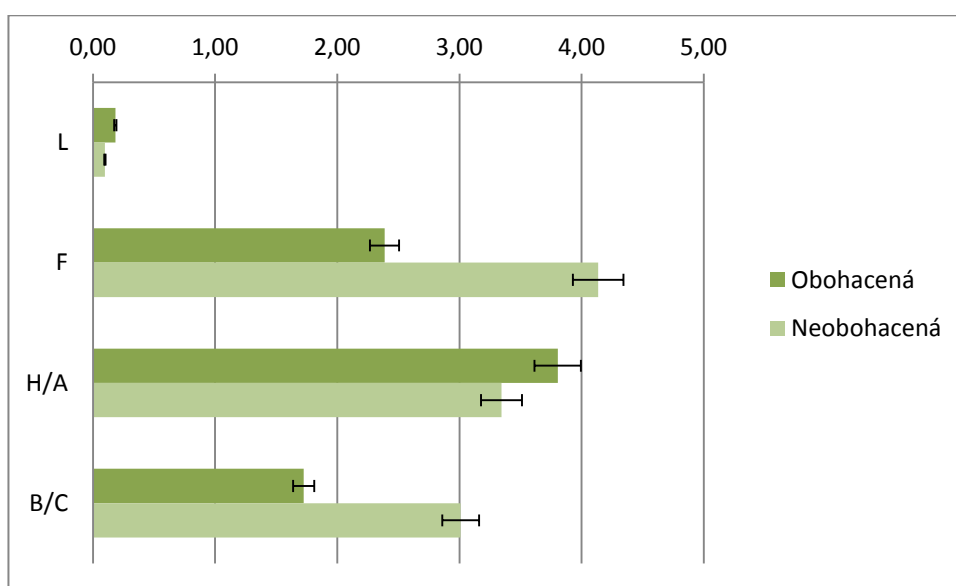


Graf č. 5 Distribuce výměnných kationtů Mg^{2+} v půdním profilu, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)



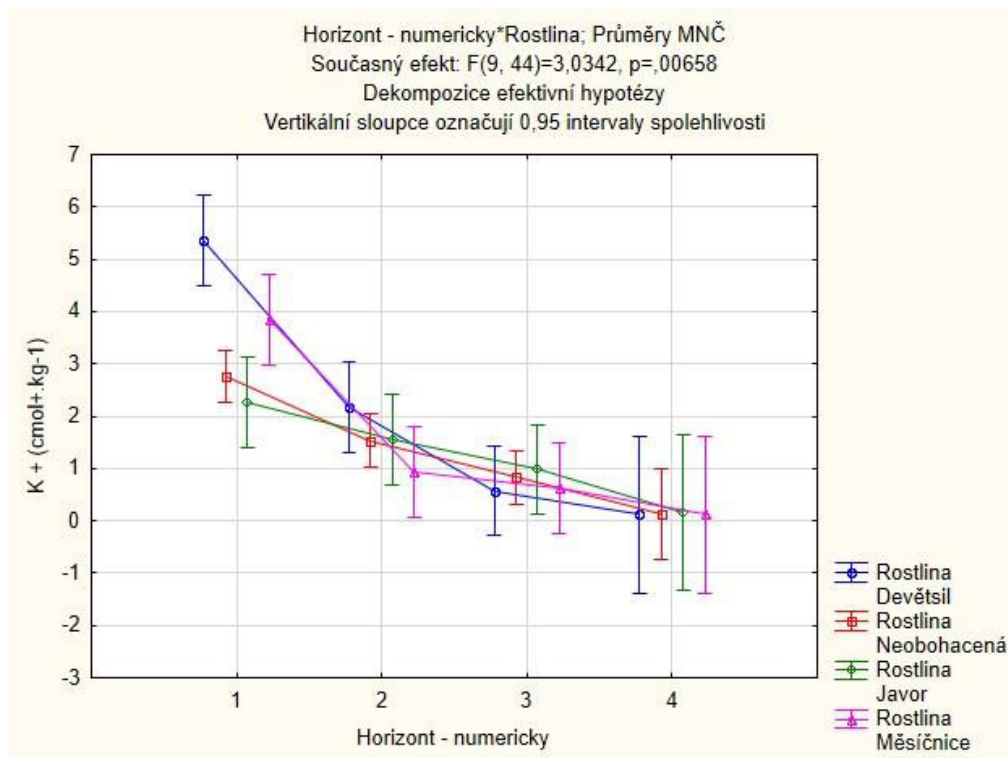
Graf č. 6 Obsah výměnných kationtů Mg^{2+} v horizontu L pod jednotlivými bylinnými patry (18 vzorků)

V grafu 7 je znázorněna distribuce výměnných kationtů Al^{3+} v půdním profilu v obohacené a neobohacené bučině. Výsledné hodnoty jsou vypočteny jako průměrné hodnoty všech vzorků příslušných horizontů. Z grafu je zřejmé, že zastoupení kationtů Al^{3+} v půdním profilu je velmi různorodé. Zatímco v horizontech L a H bylo zjištěné nepatrně vyšší množství kationtů Al^{3+} v obohacené než neobohacené bučině, v horizontech F a C byly naměřeny výrazně vyšší hodnoty obsahu kationtů Al^{3+} v neobohacené bučině. Nejnížší hodnoty Al^{3+} byly zjištěny v horizontu L, nejvyšší hodnoty v horizontu H/A v obohacené bučině a v horizontu F v neobohacené bučině.



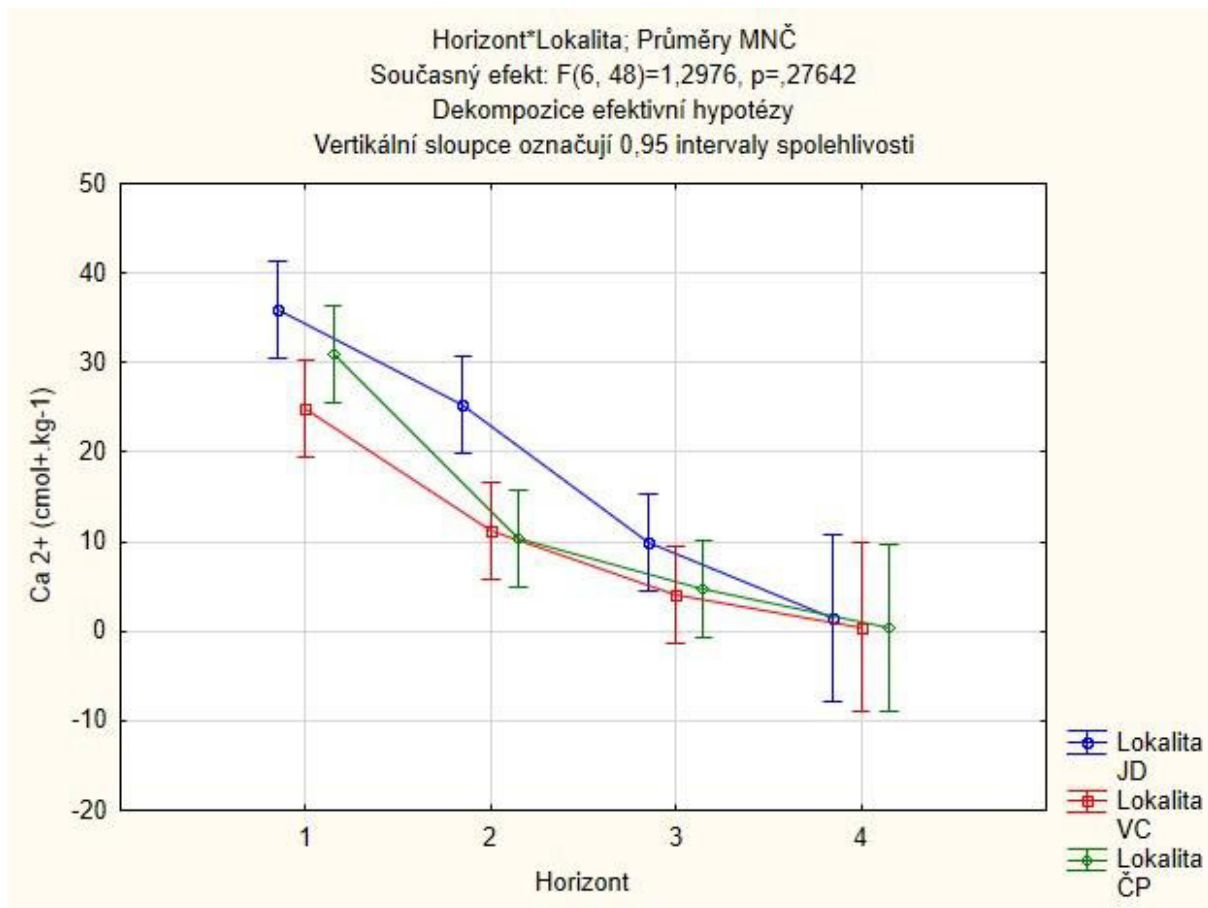
Graf č. 7 Distribuce kationtů Al^{3+} v půdním profilu – srovnání obohacené a neobohacené bučiny, průměrné hodnoty spočítané pro všechny vzorky (60 vzorků)

Graf 8 znázorňuje distribuci kationtů K^+ v půdním profilu pod různým vegetačním pokryvem. Je zřejmé, že v horizontu L je největší diference mezi obsahem kationtů K^+ v závislosti na bylinném pokryvu, který na daném stanovišti roste. Půdy pod devětsilem lékařským jsou nejbohatší na obsahy kationtů K^+ , půdy obohacené javorem klenem jsou naopak na kationty K^+ nejchudší. Obsah kationtů K^+ pod všemi vegetačními pokryvy s hloubkou klesá, rozdíly se ale zmenšují, až jsou zcela statisticky nevýznamné.



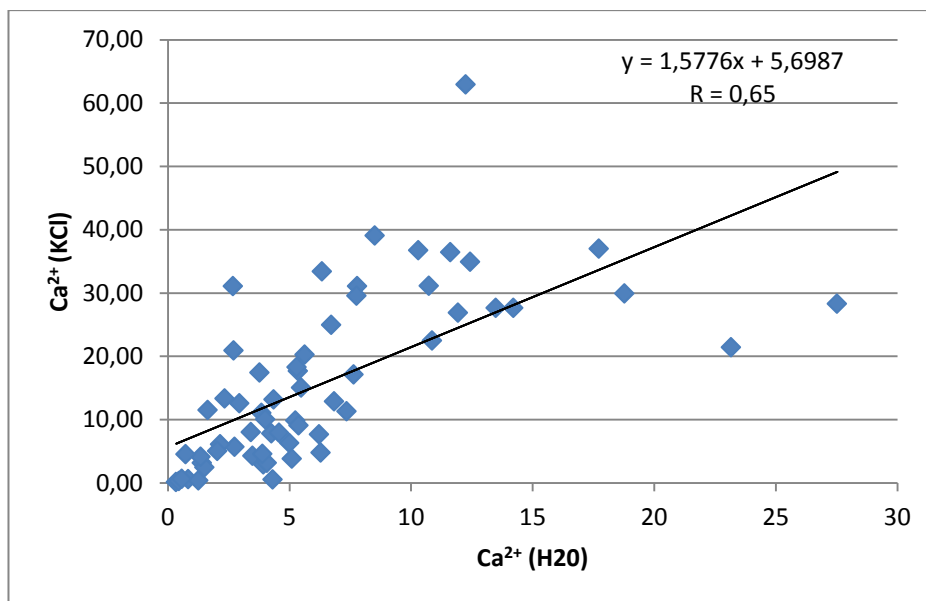
Graf č. 8 Distribuce kationtů K^+ v půdním profilu pod různým bylinným pokryvem, spočítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)

Graf 9 znázorňuje distribuci kationtů Ca^{2+} v půdním profilu na jednotlivých lokalitách. Z grafu je zřejmé, že v horizontu L existuje statisticky významný rozdíl v obsahu výměnných kationtů Ca^{2+} mezi lokalitami Viničná cesta a Jedlový Důl, kdy obsah Ca^{2+} dosahuje vyšších hodnot na lokalitě Jedlový důl. Dále z grafu vyplývá, že obsah kationtů Ca^{2+} s hloubkou klesá a rozdíly mezi lokalitami se stírají.



Graf č. 9 Distribuce výměnných kationtů Ca^{2+} v půdním profilu na jednotlivých lokalitách, počítáno pro všechny vzorky (60 vzorků)

Byla zjišťována korelace mezi obsahy výměnného vápníku Ca^{2+} a Ca^{2+} ve vodním výluhu. Z korelační matice (graf 10) vyplývá, že existuje středně silná, statisticky významná závislost mezi obsahy obou forem Ca^{2+} ($r = 0,65$).



Graf č. 10 Korelace mezi kationty $\text{Ca}^{2+}_{\text{H}_2\text{O}}$ a $\text{Ca}^{2+}_{\text{KCl}}$ (120 vzorků)

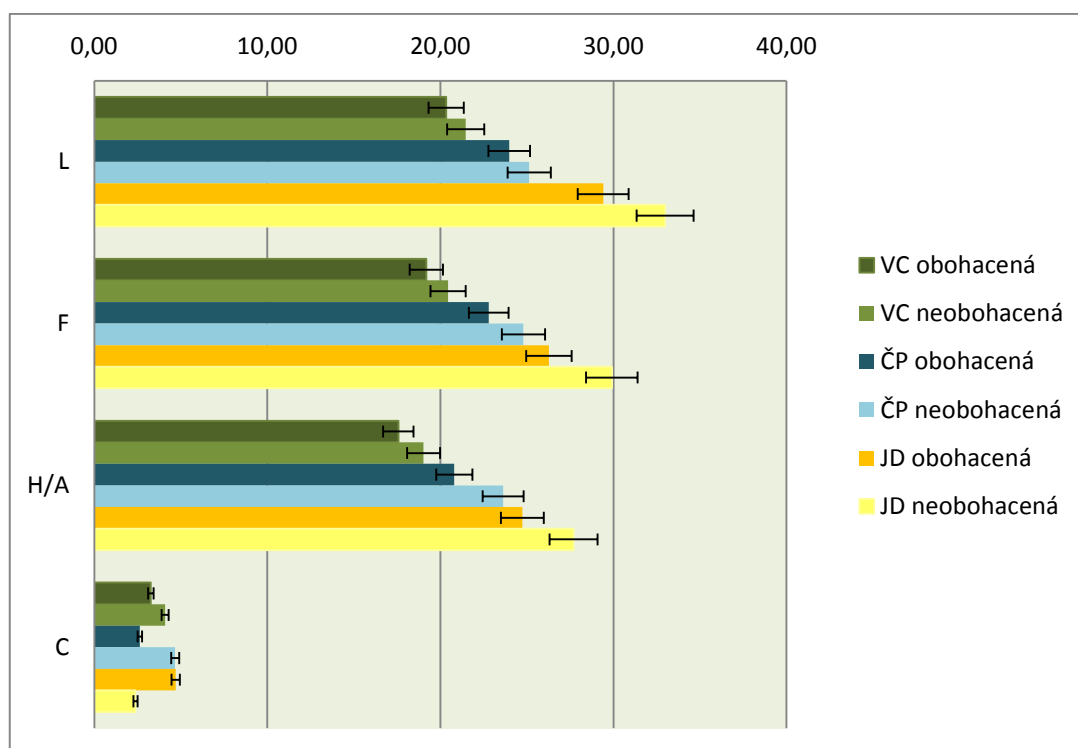
5.3. Kationtová výměnná kapacita a nasycenost sorpčního komplexu

V tabulce 9 jsou znázorněny minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatná odchylka hodnot kationové výměnné kapacity (KVK) a nasycenosti sorpčního komplexu (V) v obohacené a neobohacené bučině. Nejnižší hodnota KVK ($2,41 \text{ mmol} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$) byla zjištěna v neobohacené bučině na lokalitě Černý potok v horizontu Cr. Nejvyšší hodnota KVK ($73,3 \text{ mmol} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$) byla zjištěna také v neobohacené bučině na lokalitě Černý potok v horizontu L. Nejnižší hodnota V (12 %) byla zjištěna ve vzorku neobohacené bučiny v lokalitě Jedlový důl v horizontu Bs. Nejvyšší hodnota V (100 %) byla zjištěna ve svrchních horizontech L a H v obohacené i neobohacené bučině. Průměrné hodnoty všech vzorků obou sledovaných charakteristik se významně neliší.

Tabulka č. 9 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatná odchylka kationové výměnné kapacity (KVK) a nasycenosti sorpčního komplexu (V) v obohacené a neobohacené bučině

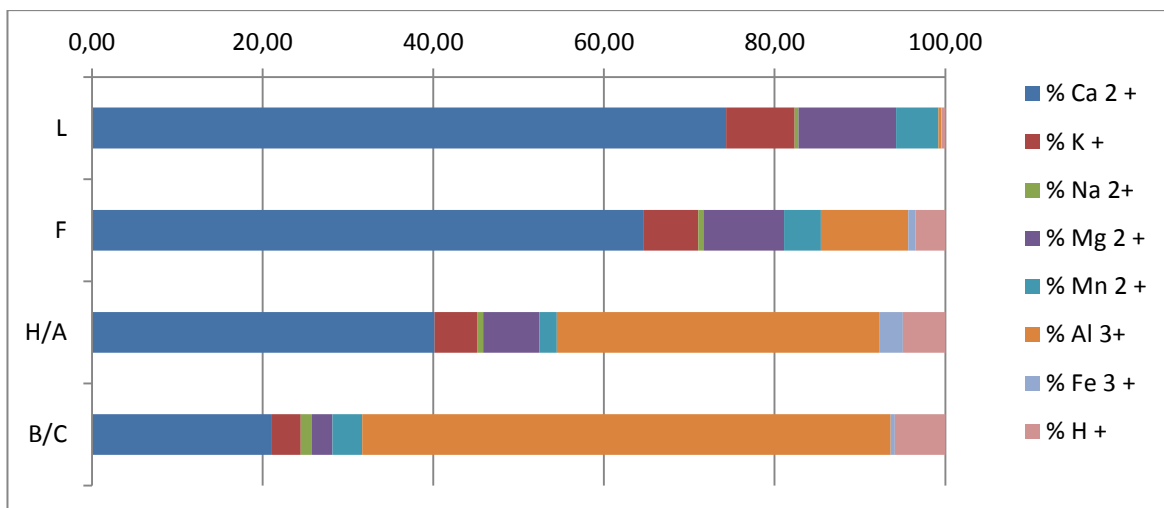
| KVK | Obohacená | Neobohacená | V (%) | Obohacená | Neobohacená |
|----------------------------|-----------|-------------|-------|-----------|-------------|
| Minimum | 2,67 | 2,41 | | 28 | 12 |
| Maxim | 50,1 | 73,3 | | 100 | 100 |
| Průměr | 23,2 | 22,1 | | 77,4 | 71,2 |
| Směrodatná odchylka | 12,7 | 22,1 | | 23,5 | 27,9 |

V grafu 11 jsou znázorněny hodnoty KVK v závislosti na hloubce odebraného vzorku. Jsou zde vidět rozdíly mezi jednotlivými lokalitami a rozdíly mezi obohacenou a neobohacenou bučinou. V nadložních horizontech L, F a H byly zjištěny nejvyšší hodnoty KVK na lokalitě Jedlový důl v obohacené i neobohacené bučině, nejnižší hodnoty KVK byly v těchto horizontech zjištěny na lokalitě Viničná cesta. V příslušných povrchových horizontech jsou na všech lokalitách vždy vyšší hodnoty KVK v neobohacené bučině než v obohacené bučině. Dále bylo zjištěno, že hodnoty KVK s hloubkou klesají.



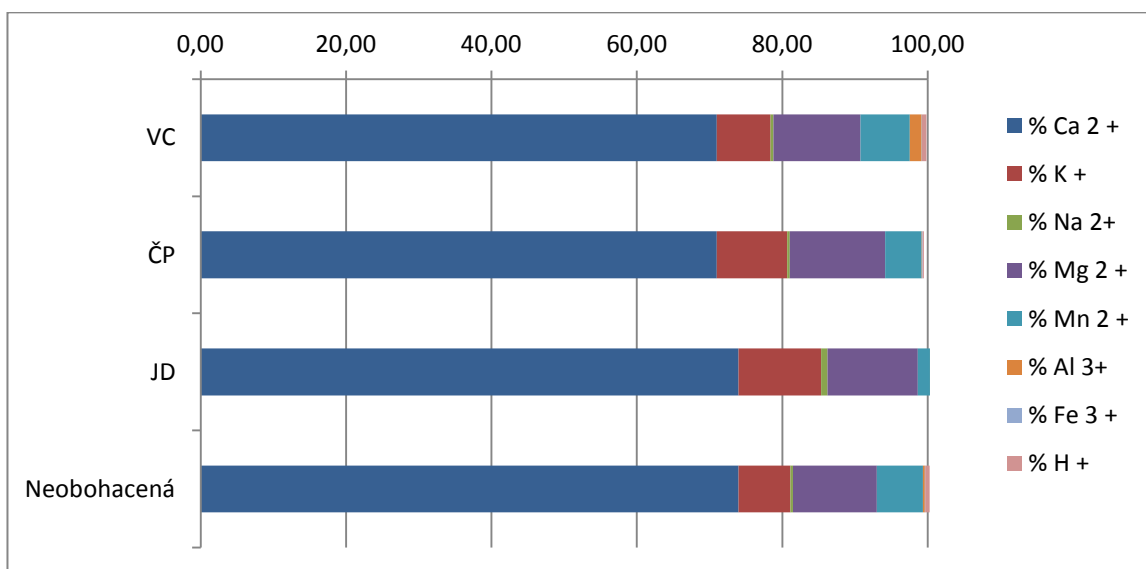
Graf č. 11 Průměrné hodnoty KVK v závislosti na hloubce odebraného vzorku – porovnání všech lokalit, obohacené i neobohacené bučiny

Z grafu 12 je možné vyčíst procentuelní zastoupení jednotlivých bází v půdě v závislosti na hloubce půdního profilu, ze kterého byl vzorek odebrán. Z grafu je patrné, že se procentuelní zastoupení jednotlivých bází s hloubkou mění. Největší variabilita byla zjištěna u kationtů Al^{3+} , Ca^{2+} , K^+ a Mg^{2+} . Je zřejmé, půda je v horizontech L a F nasycena nejvíce kationty Ca^{2+} , naopak ve spodním B/C horizontu je půda nasycena převážně kationty Al^{3+} .



Graf č. 12 Procentuelní zastoupení jednotlivých kationtů v půdním profilu, stanovení pro všechny vzorky (60 vzorků)

Dále byl zjišťován faktor obohacení na vliv zastoupení jednotlivých bází v horizontu L. Byly porovnány obohacené bučiny jednotlivých lokalit a neobohacené bučiny. Výsledky neukázaly rozdíly v zastoupení jednotlivých výměnných kationtů ve svrchním L horizontu pod různým vegetačním pokryvem bylinného patra (graf 13).



Graf č. 13 Zastoupení bází v horizontu L pod jednotlivým bylinným pokryvem (18 vzorků), kde VC – lokalita viničná cesta, ČP – lokalita Černý potok, JD – lokalita Jedlový důl

6. DISKUZE

6.1. Posouzení výsledků analýz

Celá oblast jizerských hor leží převážně na jednom geologickém podloží, granitu (Cháb a kol., 2007). Půdy na sledovaných lokalitách jsou tak ovlivněny zvětráváním stejné nebo velmi podobné mateční horniny a nacházejí se v oblastech s podobnými klimatickými podmínkami. Rozdíly ve výsledcích laboratorních analýz půd lze tedy vysvětlit například jako vliv bylinného patra, které je jedním z půdotvorných faktorů (Augusto a kol., 2001).

6.1.1. Formy nadložního humusu

Na studovaných lokalitách byly diagnostikovány různé formy nadložního humusu. Na lokalitě Viničná cesta a Černý potok se nachází typický mor. Podle taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček a kol., 2011) se pravý mor tvoří za nepříznivých podmínek pro rozklad a transformaci humusu, převážně na kyselých a minerálně chudých půdách. Morový moder, který byl klasifikován na lokalitách Viničná cesta a Černý potok v obohacené bučině a na lokalitě Jedlový důl v neobohacené bučině se vyskytuje na chudších a kyselejších půdách. V obohacené bučině na lokalitě Jedlový důl byla forma nadložního humusu určena jako pravý mul, který vzniká za velmi příznivých podmínek pro rozklad a transformaci organických zbytků. Pravý mul vzniká na půdách dobře zásobenými živinami. Vrba a Huleš (2006) uvádějí, že charakter výsledné formy nadložního humusu je mimo jiné udáván složením výchozího materiálu humusové vrstvy, tedy rostlinného opadu. Protože se všechny studované lokality nacházejí v bukovém porostu, domnívám se, že rozdíly ve formách nadložního humusu mezi jednotlivými lokalitami může být způsoben rozdílným zastoupením bylinného patra.

6.1.2. pH

Průměrné hodnoty na všech stanovištích dosahují hodnot pH_{H_2O} 5,19, pH_{KCl} 4,06. Podle Indikátorů kvality zemědělských a lesních půd ČR (Sáňka a Materna, 2004) jsou půdy na studovaných lokalitách řazeny podle zjištěného pH do kategorie silně kyselých půd. Materna (2002) ve své publikaci uvádí, že slabě kyselé a neutrální lesní půdy se na našem území téměř nevyskytují. Slodičák a kol. (2005) uvádějí, že půdy Jizerských hor jsou velmi kyselé.

Na některých lokalitách, převážně ve svrchních horizontech byly naměřeny hodnoty pH řadící půdy do kategorie slabě kyselá – neutrální a do kategorie alkalických půd. Nejvyšší hodnoty pH byly zjištěny v obohacené bučině na lokalitě Jedlový důl, kde byl bylinný pokryv tvořen devětsílem lékařským. Předpokládám, že je to způsobeno dobře rozložitelným opadem, což potvrzuje i forma nadložního humusu. Nejnižší hodnoty pH byly zjištěny v neobohacené bučině na lokalitě Černý potok.

Tejnecký a kol. (2013) uvádějí, že pH půd pod smrkovými porosty mají výrazně nižší hodnoty pH než půdy bukových lesů. Kyselejší prostředí pH půd smrkových lesů je způsobeno opadem kyselé organické hmoty, jehličí (Mládková a kol., 2006).

Buk má schopnost čerpat živiny, zejména Ca, svým mohutným kořenovým systémem z velkých hloubek. Vápník se pak akumuluje převážně v listech stromů, které se po opadu rozkládají a ovlivňují tak pH půdy (Berger a kol., 2006). Packham a kol. (2012) uvádějí, že buk nemá v porovnání s jinými listnatými stromy (například dubem červeným) tak dobrý vliv na ovlivnění pH půdy. Může za to pomalejší rozklad bukového listí, a tím zpožděný návrat živin do půdy.

6.1.3. Obsah výměnných kationtů

Z hlediska fungování lesních ekosystémů je důležitá dostupnost základních bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} a K^{+}). Jedná se o základní živiny rostlin, jejich nedostatek může významně ovlivňovat jejich růst (Krám a kol., 1997).

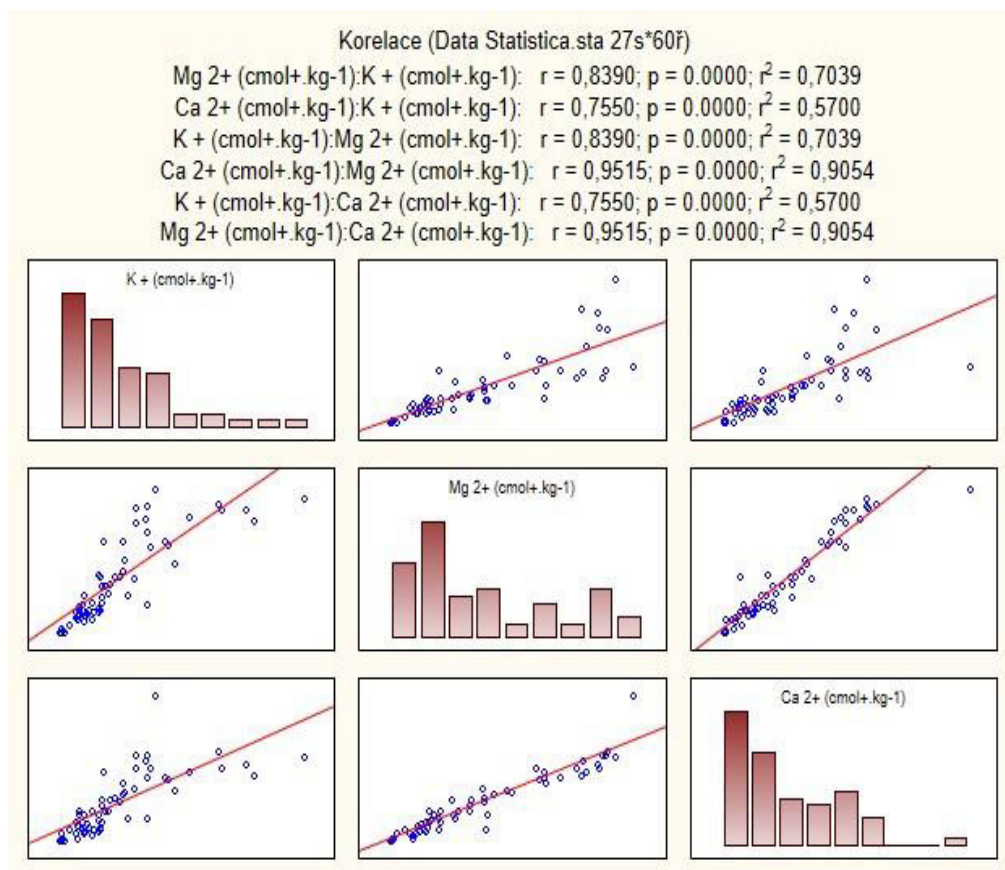
Kationty Ca^{2+} byly zjištěny jako dominantní bazické kationty většiny vzorkovaných půd. Baeumler a Zech (1997) dosáhli ve své studii stejných výsledků a diskutují, že kationty Ca^{2+} se uvolňují mineralizací organické hmoty a zvětráváním půdních minerálů. Chaloupský a kol. (1986) ve své publikaci uvádí průměrné chemické složení jizerskohorské žuly, která obsahuje poměrně nejvíce oxidy SiO_2 (71 %), Al_2O_3 (14,1 %), K_2O (4,47 %), Na_2O (3,39 %) a CaO (1,91 %), z minerálů to jsou vyrostlice draselného živce, plagioklasy, křemen a biotit (Žák a kol., 2008).

Hloubka, ve které byl vzorek odebrán, byl také důležitým faktorem v distribuci výměnných kationtů v půdě. Výsledky ukázaly výrazný sestupný trend v koncentraci výměnných kationtů Ca^{2+} , Mn^{2+} a Mg^{2+} půdě v závislosti na půdním horizontu, ze kterého byl vzorek analyzován. Sestupný trend v koncentraci výměnných kationtů K^{+} a Na^{+} s hloubkou odebraného vzorku byl také zjištěn, nebyl ale tak výrazný. Stejných výsledků dosáhli ve své

studii i Bravo – Oviedo a kol. (2015). Berger a kol. (2006) ve svém výzkumu zjistili zvýšený obsah bazických kationtů v O horizontu oproti hlubším vrstvám půdy. Různí autoři (Schume a kol., 2004, Schmid a Kazda, 2001) uvádějí, že listnaté stromy mají v porovnání s jehličnatými stromy hluboký kořenový systém, kterým čerpají vodu z hlubších horizontů. Půdní voda je pak vzhledem k blízkosti podloží bohatý na Ca, který se akumuluje v listech stromů, které v podobě opadu spolu s ostatní organickou hmotou (větvičky, obaly plodů, rostlinné zbytky) obohacují právě svrchní vrstvy půdy (Berger a kol., 2006). Jonard a kol., (2008) ve své studii uvádějí, že bilance živin v lesních půdách může souviset se zapojením stromů a tedy s množstvím opadu. Jonard a kol., (2014) dále diskutují, že hustota olistění může být použita jako jeden z indikátorů výživy stromů.

Podle Schroedera (1984) je možné hodnotit přístupnost prvků v půdě také podle hodnot pH půdy. Uvádí například, že přístupnost Ca a Mg konstantně roste od nuly, přístupnost K dosahuje nejvyšších hodnot kolem pH 7 a toxicita Al s hodnotou pH klesá a při pH 6 je téměř nulová. Byla zjištěna statisticky významná pozitivní korelace mezi hodnotami pH a koncentrací kationtů Ca^{2+} , K^+ a Mg^{2+} (graf 14). Ke stejným výsledkům došli ve své studii i Baksic a kol. (2015).

Variabilita v obsahu kationtů v půdě mezi obohacenou a neobohacenou bučinou nebyla zjištěna. Při detailnějším rozčlenění bylinného patra byly zjištěny statisticky významné rozdíly. Hawkes a kol. (1997) uvádějí, že druhové složení přizemní vegetace může být použito k posouzení obsahu živin v půdě.



Graf č. 14 Korelace mezi vybranými kationty (Ca^{2+} , K^+ a Mg^{2+})

6.1.4. Sorpční vlastnosti

Sorpční vlastnosti patří mezi nejdůležitější charakteristiky půdy. Určují vazby původních i dodávaných živin v půdě a vazby potenciálních kontaminujících látek (Sáňka a Materna, 2004).

Kationtová výměnná kapacita

Kationtová výměnná kapacita určuje maximální počet vazebných míst na jednotku hmotnosti půdy za daných podmínek (např. teplota, tlak) (Sposito, 2008). Průměrné hodnoty KVK na studovaných lokalitách jsou $23,17 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy pro obohacenou bučinu a $22,1 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy pro neobohacenou bučinu. Zjištěné hodnoty tak přesahují optimální rozmezí, které je pro lesní porosty dle Sáňky a Materny (2004) stanoveno na $15 - 20 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy. Maximální horní hranice pro hodnotu KVK v lesních porostech byla určena na $50 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy. Tato hodnota byla překročena v horizontu L v obohacené i neobohacené bučině. Spodní hodnota, která byla stanovena na $3 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ půdy, byla

překročena, ve spodních (B/C) horizontech v obohacené i neobohacené bučině. Bravo – Oviedo a kol. (2015) dosáhli ve své studii podobných hodnot zjištěné KVK. Zjistili také, že hodnota KVK s hloubkou klesá.

Nasycenost sorpčního komplexu bázemi

Nasycenost sorpčního komplexu vyjadřuje poměr okamžitého obsahu výměnných bází k hodnotě KVK. U lesních půd je stupeň nasycení sorpčního komplexu bázemi významným indikátorem především z hlediska vymezení stanovišť vhodných pro náročnější dřeviny (Sáňka a Materna, 2004). Zjištěné průměrné hodnoty (77,4 % obohacená bučina, 71,2 % neobohacená bučina) odpovídají dle Indikátorů kvality zemědělských a lesních půd ČR (Sáňka a Materna, 2004) stavu vysokého nasycení bázemi. Výsledky se ale pohybují od hodnot velmi nízkého nasycení, které se vyskytuje ve spodních horizontech po hodnoty velmi vysokého nasycení ve svrchních horizontech.

Pokorný a kol., 2007 uvádějí optimální zastoupení jednotlivých kationtů v sorpčním komplexu: Ca^{2+} 65 %, Mg^{2+} 15 %, K^+ 5 %. Poměrné zastoupení bází na všech studovaných lokalitách je znázorněno v tabulce 10. Z výsledků je patrné, že poměrné zastoupení kationtů Ca^{2+} a Mg^{2+} je nižší, než je doporučeno, naopak poměrné zastoupení kationtů K^+ je v porovnání s doporučenými hodnotami nepatrně vyšší.

Tabulka č. 10 Poměrné zastoupení bází v sorpčním komplexu půdy, průměrné hodnoty pro všechny vzorky a všechny lokality (60 vzorků)

| % | Ca^{2+} | K^+ | Na^{2+} | Mg^{2+} | Mn^{2+} | Al^{3+} | Fe^{3+} | H^+ |
|------------|------------------|--------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|--------------|
| L | 74,3 | 8,02 | 0,44 | 11,4 | 4,97 | 0,34 | 0,04 | 0,43 |
| F | 64,7 | 6,37 | 0,59 | 9,46 | 4,33 | 10,2 | 0,87 | 3,47 |
| H/A | 40,1 | 5,01 | 0,72 | 6,61 | 2,01 | 37,8 | 2,77 | 4,98 |
| B/C | 21,1 | 3,39 | 1,29 | 2,42 | 3,46 | 62 | 0,49 | 5,9 |

7. ZÁVĚR

Cílem předkládané diplomové práce bylo zhodnotit rozdíly chemismu půd horských bučin, posoudit vliv obohacení a vliv bylinného patra na půdní prostředí. Pro účely výzkumu byly vybrány tři lokality v Jizerských horách. Vzorke zde byly odebrány vždy v obohacené i neobohacené bučině. Bylinné patro bylo v obohacené bučině tvořeno javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) na lokalitě Viničná cesta, měsíčnicí vytrvalou (*Lunaria revidida*) na lokalitě Černý potok a devětsilem lékařským (*Petasites hybridus L.*) na lokalitě Jedlový důl.

Byly prokázány rozdíly v půdní reakci mezi obohacenou a neobohacenou bučinou. Výsledky ukázaly, že půdy v neobohacených bučinách mají výrazně kyselější charakter než půdy obohacených bučin.

Dále byly zjištěny rozdíly mezi půdami pod konkrétním bylinným pokryvem. Bylo zjištěno, že pH půdy se mění v důsledku bylinného pokryvu daného stanoviště. Také obsahy kationtů se mění v závislosti na přízemní vegetaci. Půdy porostlé devětsilem lékařským (*Petasites hybridus L.*) byly nejbohatší na obsahy všech bazických kationtů, naopak obsahy kationtů Fe^{3+} , Mn^{2+} a Al^{3+} byly zjištěny v těchto půdách jako nejmenší. Oproti tomu, půdy obohacené javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) obsahoval nejnižší množství bazických kationtů.

Bylo prokázáno, že hodnoty pH, kationové výměnné kapacity i obsahy bazických kationtů s hloubkou klesají. Nejvyšší hodnoty těchto sledovaných veličin byly naměřeny v nadložních horizontech L a H.

Bylo zjištěno, že bylinný pokryv stanoviště má přímý vliv na půdy horských bučin a ovlivňuje některé její charakteristiky, jako pH půdy nebo obsah živin v půdě.

8. SEZNAM LITERATURY

Adamson, J. K., Hornung, M., Kennedy, V. H., Norris, D. A., Paterson, I. S., Stevens, P. A. 1993. Soil solution chemistry and throughfall under adjacent stands of Japanese Larch and Sitka Spruce at three contrasting locations in Britain. *Forestry*. 51–68.

Anděra, M., Procházka, P., Zadražil, V. 1999. *Zvířata v lese*. Aventinum nakladatelství s.r.o., Praha. 223 s. ISBN: 8071510998

Aponte, C., García, L. V., Marañón, T. 2013. Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: A feedback mechanism favouring species coexistence. *Forest Ecology and Management*. 309. 36 – 46.

Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A. 2001. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forests Sciences*. 59. 233 – 253.

Ayoubi, S., Khormali, F., Sahrawat, K. L., Rodrigues de Lima, A. C. 2011. Assessing impacts of land use change on soil quality indicators in a Loessial soil in Golestan Province, Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*. 13. 727–742.

Baksic, D., Pernar, N., Perkovic, I., Vrbek, B., Roje, V. 2015. Distribution of alkali earth metals and alkali metals (Ca, Mg, K, Na) in the forest soil of Medvenica nature park. *Sumarski list*. 139. 7-20.

Bardgett, R., Wardle, D. A., Yeates, G. W. 1998. Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry*. 30. 1867 – 1878.

Bardgett, R., van der Putten, W. H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*. 515. 505 – 511.

Baeumler, R., Zech, W. 1997. Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps, *Forest Ecology and Management*. 108. 231 – 238.

Bedel, L., Poszwa, A., van der Heijden, G., Legout, A., Aquilina, L., Ranger, J. 2016. Unexpected calcium sources in deep soil layers in low – fertility forest soils identified by strontium isotopes (Lorraine plateau, eastern France). *Geoderma*. 264. 103 – 116

Berger, T. W., Swoboda, S., Prohaska, T., Glatzel, G. 2006. The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*. 229. 234 – 246

Bičík, I., Hauptman, I., Kukul, Z., Pošmourný, K. (eds.). 2009. *Půda v České republice*. Consult. Praha. 255 s. ISBN: 9788090348240.

Boháčová, L., Buriánek, V., Čapek, M., Fabiánek, P., Fadrhonosová, V., Hellebrandová, K., Lochmanová, Z., Lomský, B., Novotný, R., Šrámek, V., Vortelová, L. 2011. *Rozvoj monitoringu zdravotního stavu lesa*. Výzkumný ústav lesního hospodaření a myslivosti. v.v.i. Praha. ISBN: 9788086461083

Bolan, N. S., Hedley M. J., White, R.E. 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and Soil*. 134. 53-63.

Bravo – Oviedo, A., Ruiz – Peinado, R., Modrego, P., Alonso, R., Montero, G. 2015. Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris*, L. *Forest Ecology and Management*. 375. 295 – 267.

Budhavant, K. B., Rao, P. S. P., Safai, R. D., Gawhane, R. D., Raju, M. P., Mahajan, C. M., Dijkstra F. A, Smits M. M. 2002. Tree species effects on calcium cycling: the role of calcium uptake in deep soils. *Ecosystems*. 5. 385–98.

Bukovský, J., Čermák, P., Fiala, P., Hruška, M., Jelínek, L., Jílek, P., Klement, V., Kučera, J., Medonos, T., Němec, S., Novák, P., Novotný, I., Papaj, V., Pírková, I., Poláková, Š., Štolbová, M., Vácha, R., Válová, M., Vilhelm, V., Voltr, V., Vopravil, J., Vrabcová, T., Vrbová, E. 2012. *Situační a výhledová zpráva Půda*. Ministerstvo zemědělství. 100 s. ISBN 879-80-7434-088-8

Carafoli, E., Klee, C. (eds). 1999. *Calcium as a cellular regulator*. Oxford university press, Inc. 427 p. ISBN: 0195094212

Cools, N., De Vos, B. 2010. *Sampling and Analysis of Soil. Manual Part X*, 208 s. In: *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. UNECE. ICP Forests. Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. [cit. 2016 – 03 - 19] Dostupné z: <<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>>

- Červený, J. 1984. Podnebí a vodní režim ČSSR. Státní zemědělské nakladatelství. Praha, 414 s.
- Červený, J. 2004. Encyklopedie myslivosti. Ottovo nakladatelství, Praha. 591 s. ISBN: 8071819018.
- Čincura, J., Čincurová, E., Drdoš, J., Jákl, J., Köhler, E., Krippel, E., Mariot, P., Rojkovic, I., Tarábek, K., Thieben, V. 1983. Encyklopédia zeme, Obzor. Bratislava. 720 s.
- Dijkstra, F., Smits, M. 2002. Tree species effects on calcium cycling: The role of uptake in deep soils. *Ecosystems*. 5. 385 – 389.
- Druhá skladba lesů ČR [online]. 2015 [cit. 2016 – 03 - 19]. Dostupný z WWW: <<http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=198>>
- Eswaran, H., Lal, R., Reich, P.F. 2001. Land degradation: an overview. In Response to land degradation, Bridges EM, Hannam ID, Oldeman LR, Penning De Vries FWT, Scherr JS, Sombatpanit S (eds.). Science Publisher, Inc.: Enfield, NH; 20–35
- Fahey, T., Battles, J., Wilson, G. 1998. Responses of early successional northern hardwood forests to changes in nutrient availability. *Ecological Monographs*. 68. 183–212.
- Fanta, J. 2007. Lesy a lesnictví ve střední Evropě I. Přírodní podmínky pro existenci lesa. *Živa*. 7. 18 – 21.
- Finzi, A., Canham, C., Van Breemen, N. 1998. Canopy tree–soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications*. 8. 447–454.
- Fisher, R. F., Binkley, D. 2000. Ecology and Management of forest soils 3rd ed. John Wiley & Sonc, Inc. New York. 489 p. ISBN: 0471194263.
- Frouz, J. 2010. Interakce půdní fauny a mikroflóry a jejich význam pro přeměny organické hmoty v půdě. *Vesmír*. 7, ročník 89.
- Hadaš, P. 2002. Emise, imise, depoziční toky a poškozování lesních porostů. *Lesnická práce*. 10., ročník 81, s.456

- Hames, R. S., Rosenberg, K. V., Lowe, J. D., Barker, S. E., Dhondt, R. A. 2002. Adverse effects of acid rain on the distribution of the wood thrush *Hylocichla mustelina* in North America. *The National Academy of Sciences*. 99. 11235 – 11240.
- Hawkes, J.C., Pyatt, D.G., White, I.M.S. 1997. Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. *Journal of Applied Ecology*. 34. 375 – 387.
- Hobbie, S. E. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. *TREE*. 7. 336 – 339.
- Hotopp, K. P. 2002. Land snail and soil calcium in central Appalachian mountain forest. *Southeast Naturalist* 1. 27 – 44.
- Hrib, M., Nemeč, J., (eds.). 2009. *Lesy v České republice. Lesy ČR*. Praha. 399 s. ISBN: 9788090348257
- Hrnčiarová, T., Mackovčín, P., Zvara, I. (eds.). 2010. *Atlas krajiny České republiky. MŽP Průhonice. VÚKOZ*. 332 str. ISBN: 978 – 80 – 85116 – 59 – 5
- Hruška, J., Cienciala, E. (eds). 2001. *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí. Praha*. 159 s. ISBN: 8072121901.
- Hruška, J., Majer, V., Fottová, D. 2006. Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších, *Opera Corcontica*. 43. 95 – 110.
- Hruška, J., Oulehle, F., Krám, P., Skořepová, I. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy 2. Vliv depozice síry a dusíku na půdy a lesy. *Živa*. 3. AVCR. 141 – 144.
- .Hultén, E., Fries, M. 1986. *Atlas of North European Vascular Plants: North of the Tropic of Cancer I-III*. Koeltz Scientific Books. Königstein,.
- Huntington, T. G. 2000. The potential for calcium depletion in forest ecosystems of southeastern United States: review and analysis. *Global Biogeochem Cycles*. 14. 623 –38.
- Cháb, J., Stárník, Z., Eliáš, M. 2007. *Geologická mapa České republiky 1 : 500 000. Česká geologická služba. Praha*.

Chaloupský, J., Červenka, J., Jetel, J., Králík, F., Líbalová, J., Píchová, E., Pokorný, J., Pošmourný, K., Sekyra, J., Shrbený, O., Šalanský, K., Šrámek, J., Václ, J. 1989. Geologie Krkonoš a Jizerských hor. ÚÚG Praha

Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. (eds.). 2001. Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 307 s. ISBN: 8086064557

Chytrý, M., Douda, J., Roleček, J., Sádlo, J., Boubík, K., Hédl, R., Vítková, M., Zelený, D., Navrátilová, J., Neuhäuslová, Z., Petřík, P., Kolbek, J., Lososová, Z., Šumberová, K., Hrivnák, R., Michalcová, D., Žáková, K., Danihelka, J., Tichý, L., Zouhar, V., Hájek, O., Kočí, M. 2013. Vegetace České republiky 4., Lesní a křovinná vegetace. Academia. 551 s. ISBN: 9788020022998

Ilustrovaný atlas světa pro nové tisíciletí. 1999. The Reader's digest výběr. Praha. 324 s., ISBN: 80-86196-08-9

Jankovská, Z., Vaněk, S. 2011. K rozcestí Evropského lesnictví a lesního hospodářství. Vesmír. 90. 92 – 93.

Johnson, C., Driscoll, C., Siccama, T., Likens, G. 2000. Element fluxes and landscape position in a northern hardwood forest watershed ecosystem. Ecosystems. 3. 159–184.

Jonard, M., Andre, F., Ponette, Q. 2008. Tree species mediated effects on leaf litter dynamics in pure and mixed stands of oak and beech. Revue canadienne de recherche forestière. 38. 528–538

Kardol, P., Bezemer, T. M., van der Putten, W. H. 2006. Temporal variation in plant – soil feedback controls succession. Ecology Letters. 9. 1080 – 1088.

Kincl, L., Kincl, M., Jakrlová, J. 2000. Biologie rostlin, Fortuna, Praha. 256 s. ISBN: 8071687367

Klimo, E., Materna, J., Lochman, V., Kulhavý, J. 2006. Forest soil acidification in the Czech Republic, Journal of Forest Science. 52. 14 – 22.

Kozák, J., Němeček, J., Borůvka, L., Lérová, Z., Němeček, K., Kodešová, R., Janků, J., Jacko, K., Hladík, J., Zádorová, T. 2009. Atlas půd České republiky, ČZU Praha, Praha. 149 s. ISBN: 9788021320086

- Král, V. 1999. Fyzická geografie Evropy. Academia. Praha. 348 s. ISBN: 8020006842.
- Krám, P., Hruška, J., Wenner, B. S., Driscoll Ch. T., Johnson, Ch. 1997. The biochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic, *Biochemistry*. 37. 173 – 202.
- Krug, E.C., Frink, Ch.R. 1983. Acid rain on acid soil: A new perspective. *Science*. 221. 520 – 525.
- Kula, E., Matoušek, D. 2004. Vliv Acidifikace na půdní faunu. *Lesnická práce*. 10. 83.
- Kuneš, I., Ulbrichová, I., Podrázský V. V. 2003. Působení povrchového vápnění v podmínkách imisních holin. *Lesnická práce*. 12. 82.
- Lavelle, P. 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil Science* 165, 73 – 86
- Likens, G. E., Bormann, F. H., 1995. *Biochemistry of a forested ecosystem*. Springer – Verlag New York, Inc. 160 s. ISBN: 0387945024
- Mahendrappa, M. K., Foster, N. W., Weetman, G. F., Krause, H. H. 1986. Nutrient cycling and availability in forests soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 66. 547 – 572.
- Maras, L., Kadlus, Z., Kotek, K., 1992. *Nauka o lesním prostředí*. Zemědělské nakladatelství Brázda. Praha. 237 s. ISBN: 8020902201.
- Masto, R. E., Pramod, K. C., Singh, D., Ashok, K. P. 2008. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environment Monitoring and Assessment*. 136. 419–435.
- Materna J. 2002. Souhrnné výsledky průzkumu stavu povrchových půdních vrstev v období 1993 – 1999. ÚKZÚZ Brno. 98s.
- MCPFE, 2002. Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management as adopted by the MCPFE Expert Level Meeting 7–8 October 2002.
- Mission, L., Ponette, Q., André, F. 2001. Regional scale effects of base cation fertilization on Norway spruce and European beech stands situated on acid brown soils: soil and foliar chemistry. *Annals of Forest Science*. 58. 699–712.

- Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O., Vašát, R. 2006. Factors influencing distribution of different Al forms in forest soils of the Jizerské hory Mts. *Journal of Forest Science*. 52. 87 – 92.
- Moravčík, P., Cienciala, E. 2001. Historie působení imisí na lesy a acidifikace prostředí. In: Hruška, J., Cienciala, E. (eds). *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. Ministerstvo životního prostředí. Praha. 17 - 20. ISBN: 8072121901.
- Mráz, K., Samek, V. 1966. *Lesní rostliny*, Státní zemědělské nakladatelství, Praha. 347 p.
- Němec, J., Pražáková, .L., Kučera, J., Čermák, P., Novák, P., Vašků, Z., Kaulich, K., Jacko, K., Klokočník, V., Kozlovská, L., Zajícová, Š. 2009. *Situační a výhledová zpráva Půda*. Ministerstvo zemědělství. Praha. 4-6. ISBN: 80-7084-800-5.
- Němeček, J., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P. 2001. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*, ČZU Praha, Praha. 78 s. ISBN: 8023880616
- Pabian, S. E., Brittingham, M. C. 2011. Soil calcium availability limits forest songbird productivity and density. *The Auk*. 128 (3). 441 – 447.
- Packham, J.R., Thomas, P. A., Atkinson, M. D., Degen, T. 2012. Biological flora of the British Isles: *Fagus sylvatica*. *Journal of Ecology*. 100. 1557 – 1608
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. 2011. A large and persistent carbon sink in the World's Forests. *Science*. 333 (80). 988–993.
- Pelíšek, J. 1956. *Pedologie lesnická*. Státní nakladatelství technické literatury. Praha.
- Podrázský, V, Viewegh, J., Remeš, J. 2003. Srovnání stavu humusových forem v mladých porostech smrku a buku na území NPR žákova hora. *Zprávy lesnického výzkumu*. 48. 62 – 64.
- Pokorný, E., Šarapatka, B., Hejátková, K. 2007. *Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku*. ZERA. 28 s. ISBN: 8090354858

- Ponge, J. F. 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a Framework to biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*. 35. 935 – 945.
- Puhe, J., Ulrich, B. 2001. *Global Climate change and human impacts on forest ecosystems*. Springer. 592 s. ISBN: 3540671277.
- Samec, P. 2008. Biochemie ekologických procesů v zonálních lesních půdách, *Zprávy lesnického výzkumu* .53,(3). 230 – 238.
- Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Planeta*. XII. 25. 31. 63.
- Schmid, I., Kazda, M. 2001. Vertical distribution and radial growth of coarse roots in pure and mixed stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies*. *Canadian Journal of Forest Research*. 31. 539–548.
- Schume, H., Jost, G., Hager, H. 2004. Soil water depletion and recharge patterns in mixed and pure forest stands of European beech and Norway spruce. *Journal of Hydrology*. 289. 258–274.
- Schroeder, D. 1984. *Soils – Facts and Concepts*. International Potash Institute, Bern.
- Skyllberg, U., Raulund-Rasmussen, K., Borggaard, O. K. 2001. pH buffering in acidic soils developed under *Picea abies* and *Quercus robur* – effects of soil organic matter, adsorbed cations and soil solution ionic strength. *Biogeochemistry*. 56. 51 – 74.
- Slodičák, M., Balcar, V., Borůvka, L., Fadrhonsová, V., Jurásek, A., Hadaš, P., Kacálek, D., Kantor, D., Kulasová, A., Kulhavý, J., Leube, F., Lomský, B., Matějka, K., Mauer, O., Navrátil, P., Nárovec, V., Novák, J., Ostrovský, J., Palátová, E., Podrázský, V., Rychnovská, A., Řičář, L., Skorupski, M., Smejkal, J., Souček, J., Stoklasa, M., Šach, F., Šrámek, V., Vacek, S. 2005. *Lesnické hospodaření v Jizerských horách*. Lesy České republiky, s.p. Hradec Králové.
- Spohn, M., Golte – Bechtle, M. 2005. *Co tu kvete? Květena střední Evropy*. Franckh – Kosmos Verlag - GmbH & Co. Kg. Stuttgart. 400 s. ISBN: 9788024224794
- Sposito, G. 2008. *The chemistry of soil* 2nd ed. Oxford University Press, Inc. Oxford. 329 p. ISBN: 9780195313697

Stevenson, F. J. 1994. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley&Sons,Inc. New York. 496 p. ISBN: 0471594741.

Škvarenina, J., Tomalin, J., Křížová, E. 2002. Klimatická vodní bilance vegetačních stupňů na Slovensku. Meteorologické zprávy. 55. 103 – 109.

Šrámek, V., Lomský, B., Novotný, R., 2009. Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech – literární přehled, Zprávy lesnického výzkumu. 54 (4).

Tejnecký, V., Bradová, M., Borůvka, L., Němeček, K., Šebek, O., Nikodem, A., Zenáhlíková, J., Rejzek, J., Drábek, O. 2013. Profile distribution and temporal changes of sulphate and nitrate contents and related soil properties under beech and spruce forests, Science of the Total Environment. 442. 165 – 171.

Thomas, W. A. 1969. Accumulation and cycling of calcium by dogwood trees. Ecological Monographs 39 (2). 101-120.

Vacík, J., Barthová, J., Pacák, J., Strauch, B., Svobodová, M., Zemánek, F. 1996. Přehled stredoškolské chemie. SPN – pedagogické nakladatelství, a.s., Praha. 368 s. ISBN: 8085937085

Vesterdal, L., Raulund – Rasmussen, K. 1998. Forest floor chemistry under tree species along a soil fertility gradient. Canadian journal of forest research. 28. 1636 – 1647.

Větvička, V. 1999. Evropské stromy, Aventinum nakladatelství s.r.o., Praha. 216 s. ISBN: 8071511048

Vopravil, J., Vrabcová, T., Khel, T., Novotný, I., Banýrová, J. 2010. Vývoj a degradace půd v podmínkách očekávaných změn klimatu. In: Rožnovský, J., Litschmann, T. (eds). Voda v Krajině: sborník příspěvků z konference (Lednice). Ministerstvo zemědělství, Celostátní síť pro venkov v nakl. Český hydrometeorologický ústav. Praha. 23 – 30.

Vrba, V., Huleš, L. 2006. Humus - půda - rostlina (2) Humus a půda. Biom.cz [online]. 2006-11-14 [cit. 2016-03-19]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-2-humus-a-puda>>. ISSN: 1801-2655.

Žák, J., Verner, K., Týcová, P.. 2008. Grain – scale processes in actively deforming magma mushes: New insights from electron backscatter diffraction (EBDS) analysis of biotite schlieren in the Jizera granite, Bohemian Massif. *Lithos*. 106. 309 – 322.