MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ

Vápnění lesů v České republice

Vít Šrámek
Radek Novotný
Přemysl Fiala
a kol.

Vápnění lesů v České republice

doc. Ing. Vít Šrámek, Ph.D.
Ing. Radek Novotný, Ph.D.
Dr. Ing. Přemysl Fiala
Ing. Kateřina Neudertová-Hellebrandová, Ph.D.
Ing. Dušan Reininger, Ph.D.
Ing. Tomáš Samek, Ph.D.
Ing. Tomáš Čihák
Ing. Věra Fadrhonsová

Obsah

Úvod **5**

1 Příčiny a historie vápnění lesů v České republice **7**
1.1 Acidifikace lesních půd 7
1.2 Stav lesních půd v České republice 14
1.3 Historie vápnění lesů v České republice 23
1.4 Vliv vápnění na lesní půdy a stav minerální výživy 29

2 Metodika **35**
2.1 Kontroly aplikací vápnění a jejich účinnosti 35
2.2 Odběry vzorků půd a asimilačních orgánů 38
2.3 Laboratorní analýzy 40
2.4 Statistické zpracování 41

3 Vápnění v oblasti západního Krušnohoří **42**
3.1 Historie vápnění v západním Krušnohoří 43
3.2 Účinnost vápnění v západním Krušnohoří 46

4 Vápnění ve východní části Krušných hor **55**
4.1 Historie vápnění ve východním Krušnohoří 57
4.2 Účinnost vápnění ve východním Krušnohoří 59

5 Další oblasti s vápněním lesů od roku 2000 ..... **66**
5.1 Orlické hory 67
5.2 LS Plasy 69
5.3 Jizerské hory 69

6 Perspektivy vápnění v České republice **73**
Summary 76
Seznam použitých zkratek 78
Použitá literatura 79

Úvod

Vápnění lesních porostů má v oblasti střední Evropy poměrně dlouhou historii, která sahá minimálně do devatenáctého století. V průběhu této doby se pohled na chemické meliorace lesních půd měnil, měnily se cíle, potřebnost a rozsah zásahů. Nejvyšší intenzity dosáhly aplikace vápence v průběhu imisní kalamity na přelomu sedmdesátých a osmdesátých let dvacátého století v severních horských oblastech. V devadesátých letech, v období rychlého snižování imisní zátěže, se od nich prakticky upustilo. Koncepční přístup k vápnění byl obnoven na počátku nového tisíciletí v souvislosti se žloutnutím smrkových porostů v Krušných, Jizerských a Orlických horách. Je třeba si uvědomit, že lesní půdy v ČR stále vykazují nízké až kritické obsahy bazických kationtů, a to i na původně příznivých stanovištích, stále se na významné části území ČR překračují hodnoty kritické zátěže kyselou depozicí, narůstá nerovnováha mezi výživou dusíkem a ostatními bazickými prvky a fosforem. V důsledku toho se rozšiřuje počet lokalit, na nichž se vyskytují barevné změny a poruchy zdravotního stavu lesních porostů spojené s nedostatkem bazických prvků, zvláště hořčíku. Nerovnováha výživy, nedostatek živin a odnos živin z lesních ekosystémů spojený s využíváním potěžebních zbytků k energetickým účelům může ohrozit i plánované zvýšení zastoupení listnatých dřevin v lesích.

Tato publikace se v prvních kapitolách věnuje historii vápnění, důvodům, kvůli kterým je prováděno, a také cílům, jež na aplikace dolomitického vápence klademe. Ve druhé části vyhodnocuje průzkumy půdních vlastností a výživy lesních porostů, které byly na vápněných i kontrolních lokalitách prováděny a hodnotí, zda jsou tyto cíle naplňovány. Hlavní motivací autorského kolektivu však bylo soustředit dostupné údaje k podpoře využití chemické meliorace, která v kombinaci s biologickou meliorací může v blízké budoucnosti vést k zlepšení stavu lesních půd.

Chemická meliorace, resp. vápnění stále není, přes poměrně pozitivní zkušenosti u nás i v zahraničí, jednoznačně přijímáno odbornou, ani širokou veřejností. Přesto je stále více zřejmé, že bez pozitivního ovlivnění dlouhodobě acidifikovaných lesních půd nelze zajistit dobrý stav lesů, plnění jejich produkčních, sociálních, ale i environmentálních funkcí přinejmenším v hospodářsky využívaných porostech. Zatímco zemědělci již po staletí vědí, že co člověk z půdy odebere, musí jí také vrátit, lesnictví tato diskuse zřejmě teprve čeká. Jako jeden z podkladů by měla sloužit i tato publikace.

doc. RNDr. Bohumír Lomský, CSc.

ředitel Výzkumného ústavu lesního hospodářství
a myslivosti, v. v. i.

1 Příčiny a historie vápnění lesů v České republice

1.1 Acidifikace lesních půd

Lesy pokrývají třetinu území České republiky. Jejich význam je neopomenutelný z řady hledisek – tvoří významný krajinný prvek, představují cenné přírodě blízké ekosystémy a v neposlední řadě mají i nezanedbatelnou hospodářskou a sociální funkci. Sektor lesního hospodářství v České republice zaměstnává pouze v lesnických činnostech téměř 14 000 lidí (MZe 2013). Stav lesů je citlivě vnímán jejich vlastníky, lesními hospodáři, ale i širokou veřejností.

Lesní půdy tvoří jednu ze zásadních součástí lesního ekosystému – přesto je někdy jejich význam poněkud přehlížen. Půda a klima jsou dva základní činitelé, které formují vývoj lesního společenstva na daném stanovišti, jeho růstové vlastnosti včetně vitality i schopnosti překonávat rušivé vlivy. Jejich studium je základem lesnické typologie* (Plíva a Žlábek 1986). V lesním ekosystému je s půdou těsně provázána biologická složka (hlavně rostliny, ale druhotně i živočichové) a v širším měřítku i atmosféra. Jakákoliv změna jedné z těchto tří složek vede následně ke změnám v celém systému (Fisher a Binkley 2000). Změny ve složení vegetace – zejména co se týče dřevinného patra – jsou zaznamenávány bezprostředně, ať již jsou způsobené člověkem (např. vytěžení lesního porostu), biotickými faktory (např. odumření stromů po poškození dřevokazným hmyzem) či extrémními výkyvy počasí (např. větrné polomy, usychání výsadeb při nedostatku srážek). S napětím jsou očekávána rizika, která představuje pro naše lesy probíhající změna klimatu, jež se již v současné době pravděpodobně projevuje zvýšeným výskytem extrémních situací, jako jsou období sucha či naopak přívalové srážky (Minďáš a Škvarenina 2003, Pretel 2011). Vedle těchto zřetelně se projevujících jevů probíhají v ekosystémech pomalejší, méně výrazné procesy, které mohou mít za následek trvalé změny původních vlastností lesních ekosystémů. Typickým příkladem jsou změny chemických i fyzikálních vlastností půd. Lesní půda bývá často vnímána jako stabilní a neměnná. Je to mimo jiné tím, že tradiční lesní hospodářství je založeno na principu trvalé udržitelnosti, který na rozdíl od zemědělství nepředpokládá

* Lesnická typologie je lesnická vědecká disciplína zabývající se studiem lesních stanovišť, jejich klasifikací a typizací, jež následně umožňuje plánování a provádění vhodných lesnických hospodářských opatření na ekologických základech.

výraznější odběr živin, jenž by měl být nahrazován například hnojením. Ve skutečnosti je ovšem změna půdních vlastností způsobovaná různými faktory výrazně rychlejší, než si obvykle uvědomujeme.

Výrazné narušení zdravotního stavu lesů v České republice a ve střední Evropě obecně je spojováno s imisní kalamitou, která vrcholila v 70. a 80. letech 20. století. K nejvýraznějším škodám na lesních porostech docházelo zejména v oblasti Krušných hor, kde odumřely lesní porosty na téměř 40 tisících hektarech (Kubelka 1992, Šrámek a kol. 2008a). Silně imisně zatížené byly také Jizerské hory, Orlické hory, Jeseníky, Moravskoslezské Beskydy i další pohoří. Celkově došlo k výraznému poškození až odumření více než 100 000 ha lesů. Hlavní příčinou těchto akutních škod na lesních porostech byly vysoké koncentrace oxidu siřičitého, který byl produkován především spalováním méně kvalitního hnědého uhlí (Lomský a Pfanz 2002). Produkce této škodliviny významně poklesla v průběhu 90. let (Hůnová a kol. 2004), což vedlo ke snížení tzv. exhalačních těžeb (obr. 1.3) a v nejvíce zatížených oblastech také k postupnému zlepšování zdravotního stavu lesa.

V rámci průměrných hodnot za Českou republiku ale žádné výrazné zlepšení stavu lesa nebylo pozorováno. Mezinárodní program monitoringu zdravotního stavu lesů ICP Forests naopak zaznamenal v průběhu posledního desetiletí dvacátého století poměrně výrazné

Obr. 1.1: Plošně odumírající porosty SM ztepilého na hřebenech Krušných hor v období vrcholící imisní kalamity

V 70. a 80. letech 20. století došlo v Krušných horách k plošnému odumření cca 40 tis. ha lesních porostů vlivem vysokých koncentrací oxidu siřičitého. Na řadě lokalit byla provedena tzv. buldozerová příprava půdy (vpravo), která spočívala ve shrnutí těžebních zbytků a části humusového horizontu do pruhů, mezi kterými probíhala výsadba nových stromů. Cílem této přípravy bylo lepší technologické zpřístupnění a původně i odstranění humusu a svrchní vrstvy půdy, ve které se nejvíce koncentrovaly znečišťující látky. Tento postup se následně ukázal jako nevhodný, protože v humusové vrstvě horských smrkových porostů je obsažena podstatná část zásoby živin. V posledním desetiletí jsou „valy“ v rámci přeměny porostů náhradních dřevin opět rozhrnovány. (Foto: archiv VÚLHM)

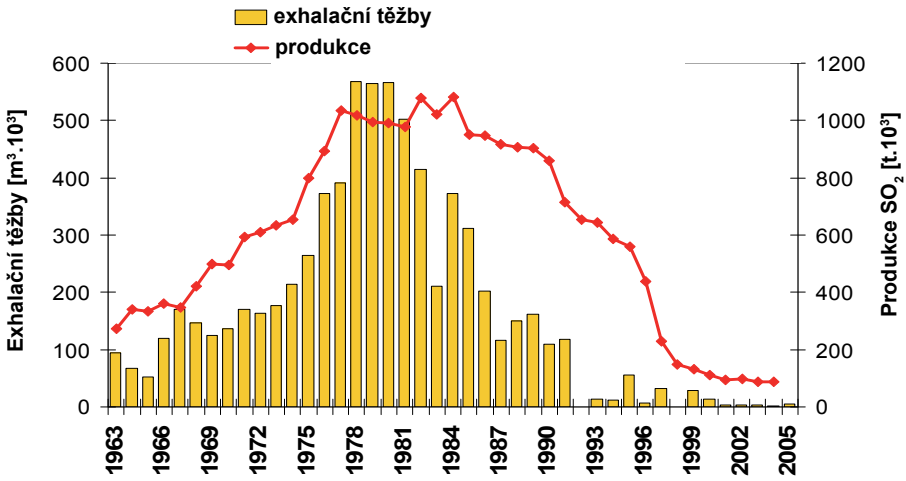
zvyšování defoliace (ztráty olistění) u jehličnatých dřevin (Fabiánek a kol. 2012) a ani v současné době není možné považovat zdravotní stav našich lesů za uspokojivý (UNECE 2011, 2012). Jedním z vážných současných problémů totiž není přímé působení škodlivin na lesní porosty, ale dlouhodobé negativní ovlivnění lesních půd acidifikací – okyselením půdních horizontů (Hruška a Ciencala 2002).

Acidifikace je proces, při kterém dochází k nerovnováze kyselých a bazických složek, ke zvýšení koncentrace vodíkových iontů, a tím i k okyselování prostředí. Do určité míry je přirozeným procesem probíhajícím v lesních ekosystémech. V důsledku lidské činnosti však její míra výrazně narostla zhruba v posledních 200 letech. Nejvíce ohrožené jsou oblasti, které mají přirozeně vyšší citlivost z hlediska geologického, biologického a klimatického (Krug a Frink 1986). Hlavními původci acidifikace jsou plynné škodliviny oxid siřičitý a oxidy dusíku. Lesní půdy jsou pak ovlivňovány především kyselými dešti obsahujícími vysoké obsahy síry (ve formě síranů SO_4^-) a dusíku (ve formě nitrátů NO_3^- a amonných iontů NH_4^+).

Obr. 1.2: Poslední plošné poškození oxidem siřičitým v Krušných horách v roce 1996

K poslednímu plošnému poškození smrkových porostů oxidem siřičitým v Krušných horách došlo v zimním období 1995/1996. Produkce SO_2 v té době byla sice již výrazně nižší než v 70. a 80. letech, v průběhu neobvykle dlouhodobé zimní inverze však došlo ke kumulaci znečištění až do zcela extrémních hodnot. Hodinové koncentrace SO_2 v některých případech přesahovaly až 3 000 µg.m^{-3}. Poškození se projevilo v jarním období zčervenámím nejmladších ročníků jehličí a následným odumřením a opadem jehličí. Poškozeny byly zejména porostní stěny, a to na cca 10000 ha. Kromě nejsilněji zasažených lokalit, kde došlo k odumření stromů, lesy v následujících letech postupně regenerovaly. (Foto: B. Lomský)

Ty způsobují změnu v sorpčním komplexu lesních půd, kdy vlivem působení vodíkových iontů dochází k vyplavování bazických živin (vápníku, hořčíku a draslíku) z kořenového prostoru rostlin a naopak k uvolňování hliníku, jehož vysoké koncentrace mohou být pro jemné kořeny rostlin toxické (Alewell a kol. 2001). Kromě působení na lesní půdy mohou kyselé spady – depozice - vyplavovat bazické kationty i přímo z korun stromů (Mengel a kol. 1987, Kaupenjohann 1989). Depozice síry představovaly rozhodující acidifikační složku v průběhu 20. století. Jejich rozložení na území České republiky bylo rovnoměrnější než u plynného znečištění SO_2, protože kyselé látky ve srážkách podléhají výraznějšímu dálkovému transportu než plyny. Také u depozice síry došlo v průběhu 90. let k poklesu, i když již nebyl tak výrazný jako pokles produkce SO_2 (obr. 1.4). Podstatnou úlohu v acidifikaci hrají také depozice dusíku, jejichž úroveň se za posledních dvacet let nesnížila tak výrazně jako u síry (obr. 1.5). Dusík se kromě vyplavování bazických kationtů na rozdíl od síry významně podílí také na výživě rostlin, patří mezi hlavní biogenní prvky. Zvýšená dostupnost dusíku v přístupných formách – eutrofizace - může vést k rychlejšímu růstu, a tedy zvýšenému odběru bazických kationtů kořeny rostlin, čímž jsou urychlovány procesy přirozené acidifikace. Mezi ně patří uvolňování vodíkových aniontů do lesních půd při rozkladu organické hmoty, jejich vylučování kořeny stromů při získávání bazických živin a reakce při změnách forem

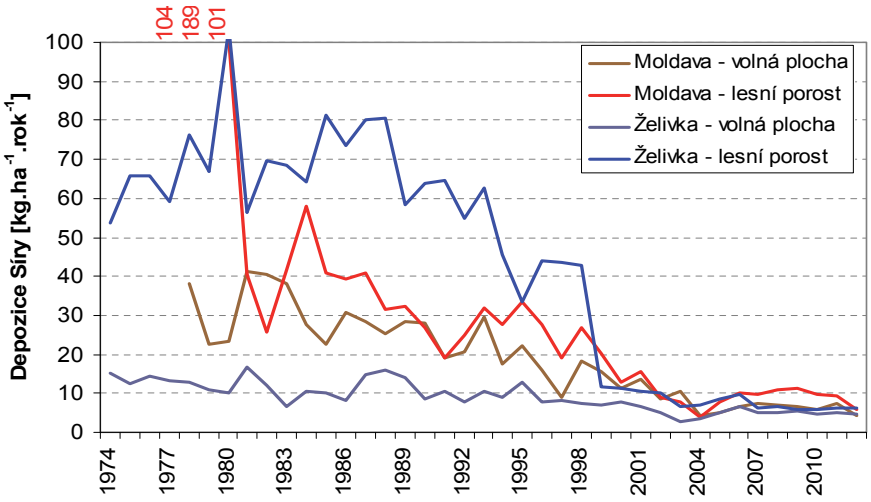


Obr. 1.3: Vývoj produkce oxidu siřičitého a exhalačních těžeb v severozápadních Čechách

Produkce imisí a imisní zátěž oxidem siřičitým vrcholila v 70. a 80. letech 20. století. Na sloupcích je patrný postupný nárůst exhalačních těžeb, který klesá již od počátku 80. let. To ovšem není tím, že by se již v té době poškození snížilo, ale proto, že v tomto období byla velká část dospělých porostů v hřebenové části Krušných hor již odtěžena a odumírání mladších porostů a nově založených kultur se na grafu, který zobrazuje metry kubické vytěženého dřeva, již neprojevilo. (Zdroj: VÚLHM)

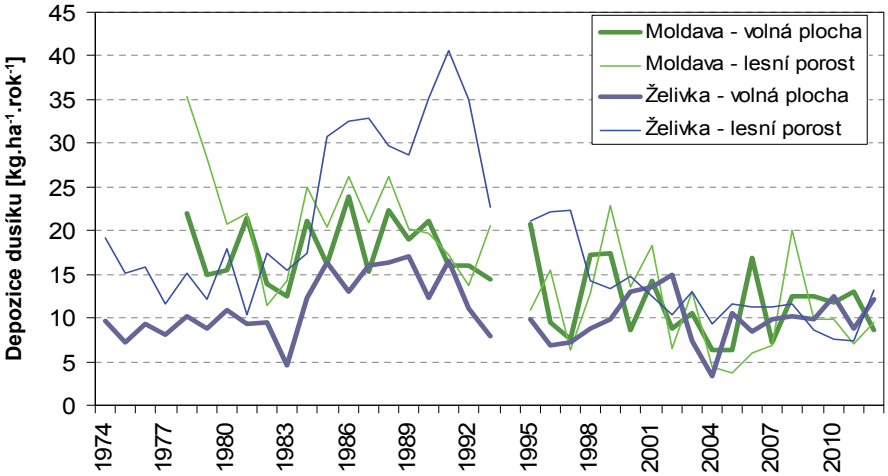
dusíku v půdě (Ulrich a kol. 1989, Khanna a Ulrich 1985). Zvýšený růst biomasy znamená i vyšší nároky na zásobení rostlin dalšími živinami a často může způsobovat nerovnováhy ve výživě dřevin (Tomlinson 2003).

Míra ovlivnění lesních ekosystémů kyselými depozicemi závisí na jejich schopnosti pufrovat kyselé látky (Krug a Frink 1986). Depozice mají výrazně vyšší vliv na porosty rostoucí na chudých kyselých půdách v oblastech chladného klimatu než na lesy na bohatších stanovištích s vysokým obsahem bazických živin. Proto jsou pro hodnocení rizika v případě depozic používány takzvané kritické zátěže, které zohledňují jednak velikost depozice samotné, jednak schopnost ekosystémů vyrovnávat vstup kyselých látek (Nilsson a Grennfelt 1998, De Vries a kol. 2000). Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka zatížení danou látkou, která ještě nezpůsobí chemické změny vedoucí k dlouhotrvajícím škodlivým účinkům na strukturu a funkci ekosystému (Skořepová 2007). Zatímco kritická zátěž depozicemi síry je v současné době v České republice překračována pouze na malé části území, depozice dusíku stále hraje významnou roli v dalším narušování půdního prostředí lesních ekosystémů (obr. 1.6).



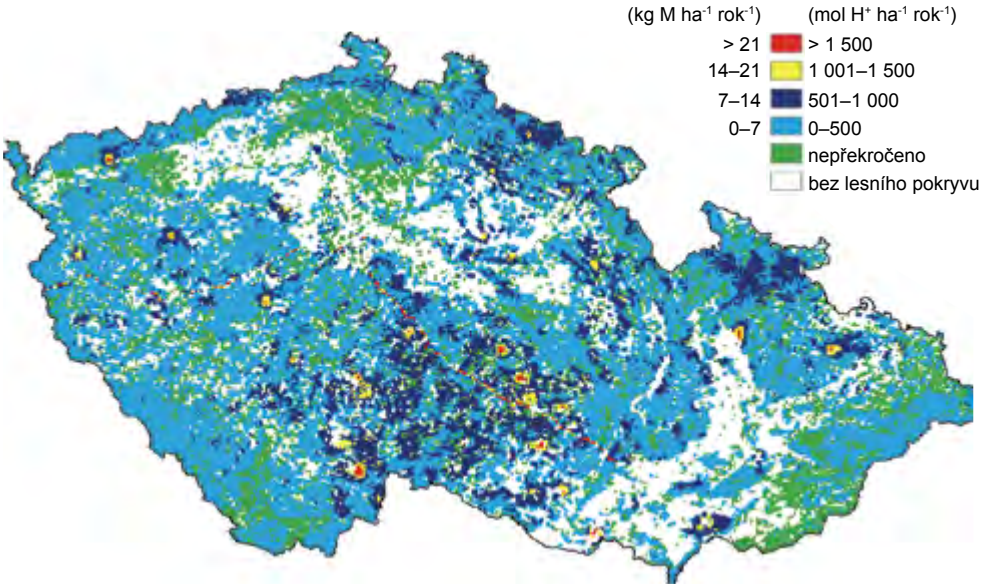
Obr. 1.4: Vývoj depozic síry na plochách Moldava a Želivka

Plocha Moldava leží v silně imisně zatížené oblasti Krušných hor, plocha Želivka v relativně málo zatížené oblasti Středočeské pahorkatiny. Z grafu je patrné, že pod lesními porosty je depozice výrazně vyšší než na volné ploše. Na Moldavě byl spad síry na volné ploše v letech 1978–1980 od 22 do 38 kg na ha ročně, pod dospělým porostem smrku to bylo 101 až 189 kilogramů (červená křivka přesahuje rozsah grafu, proto jsou hodnoty depozice v lesním porostu znázorněny červenými čísly v jeho horní části). Poté, co byl dospělý smrkový porost smýcen a nahrazen postupně narůstající mlazinou jeřábu, porostní depozice výrazně poklesla. Byla sice stále vyšší než na volné ploše, ale zároveň výrazně menší než ve smrkovém porostu na méně zatížené Želivce. S celkovým snížením znečištění se snížil i rozdíl v depozici mezi lesními porosty a volnou plochou. (Zdroj: VÚLHM)



Obr. 1.5: Vývoj depozic dusíku na plochách Moldava a Želivka

Plocha Moldava leží v silně imisně zatížené oblasti Krušných hor, plocha Želivka v relativně málo zatížené oblasti Středočeské pahorkatiny. Z grafu je patrné, že u dusíku není zdaleka tak výrazný rozdíl mezi více a méně zatíženou oblastí, ani pokles depozic v 90. letech. Depozice v porostu jsou zpravidla vyšší než na volné ploše, ale toto navýšení je menší než u depozice síry. (Zdroj: VÚLHM)



Obr. 1.6: Překročení kritické zátěže dusíku na území České republiky

Pouze zelené plochy nejsou dlouhodobě ohrožené zvýšenou depozicí dusíku. Na většině území depozice N překračuje pufrační schopnost ekosystémů až o 7 kg.ha^{-1}.rok^{-1}, na významné části území o 7–14 kg.ha^{-1}.rok^{-1}. (Zdroj: VÚLHM, Ekotoxa, ČHMÚ, ČGS)

Úroveň acidifikace je ovšem ovlivněna nejen znečištěním ovzduší, ale také způsobem lesnického hospodaření. Významným faktorem je např. dřevinná skladba lesního porostu (Augusto a kol. 2002). Stálezelené jehličnany jako smrk či borovice zachycují ve svých korunách větší úhrn kyselých látek ve srovnání s volnou plochou či listnatými porosty a přispívají tak k vyšší zátěži lesních půd (Berger a kol. 2008). Nedokonalý rozklad organických látek v humusové vrstvě jehličnatých porostů je dalším zdrojem zvýšené acidity (Matzner a Ulrich 1983). Vliv dřevinné skladby ovšem ovlivňuje obvykle pouze povrchové horizonty lesních půd a sám o sobě nevede k poškození lesních porostů (Augusto a kol. 2002). Vedle skladby porostu se na acidifikaci podílí těžba a odvoz dříví, při kterém jsou z ekosystému odebírány živiny, jež musí být v dlouhodobém horizontu nahrazeny zvětráváním minerálů v lesních půdách. Problém nastává při intenzivnějších technologiích hospodaření. Již poměrně staré práce upozorňují na možnost vyčerpání zásoby bazických kationtů při použití tzv. stromové těžby, kdy jsou z porostů odebírány celé stromy včetně větví a listoví (Kreutzer 1979, Krapfenbauer a Buchleitner 1981, Bublinec a Ilavský 1990). Obdobně intenzivní způsoby hospodaření – a to včetně např. energetického využívání těžebních zbytků či pěstování rychlerostoucích dřevin – mohou být používány pouze za předpokladu doplnění zásoby odebraných živin aplikací melioračních materiálů, např. dřevěného popela (Olsson a kol. 1996). V historických dobách bylo zdrojem velkých ztrát bazických živin také hrabání steliva a odstraňování hrabanky z lesů. Hoffmeister a kol. (2008) předpokládají, že tímto způsobem byla v 19. století část lesních půd ochuzena ve stejné míře jako ve století dvacátém vlivem znečištění ovzduší. Ve spojených státech upozorňují na úbytek vápníku v lesních půdách např. Huntington a kol. (2000), kteří pro Piedmotský les na jihovýchodě USA dokládají průměrný roční odběr vápníku dřevinami 12,3 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$, odtok povrchovou vodou 2,71 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$, vstup atmosférickou depozicí 2,24 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ a doplnění zvětráváním pouze 0,12 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$. V podmínkách střední Evropy, kde byly lesní půdy dlouhodobě ovlivňovány atmosférickou depozicí kyselých látek, je legitimní otázka trvalé udržitelnosti lesního hospodářství z pohledu bilance živin i při tradičních způsobech obhospodařování lesů.

1.2 Stav lesních půd v České republice

Taxonomický klasifikační systém půd České republiky (Němeček a kol. 2001) rozlišuje podle diagnostických horizontů* a dalších znaků 22 půdních typů sdružených do dvanácti referenčních tříd (Kozák 2009). U lesních půd převažují kambizemě (dříve hnědé lesní půdy) na cca dvou třetinách území (67,3 %). Ty poskytují poměrně příznivé růstové podmínky a jsou typické pro většinu lesů středních poloh. Poměrně hojně jsou zastoupeny přechodně zamokřované pseudogleje (8,5 %) a ve vyšších a horských polohách chudší a přirozeně kyselé kryptopodzoly (6,3 %) a podzoly (4,9 %) (ÚHÚL 2007).

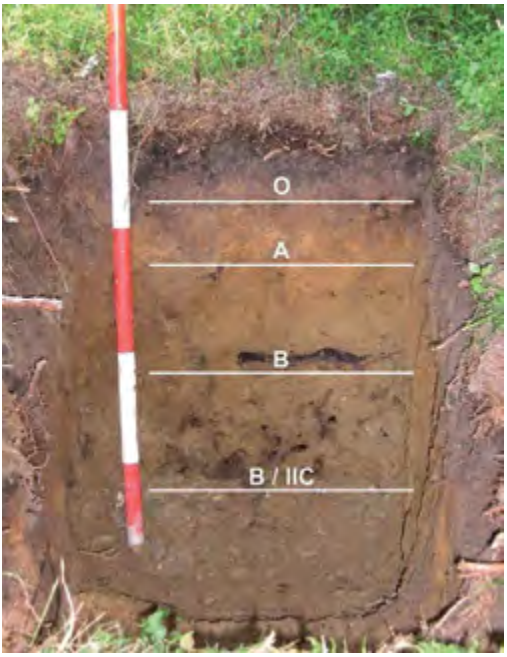
Systematické sledování půdních vlastností je náročné z řady hledisek. Přestože existuje celá řada údajů o vlastnostech lesních půd v České republice, jsou většinou vázány pouze na konkrétní plochy, regiony či oblasti. Hodnocení historických dat či společné zpracování různých typů průzkumů je často problematické vzhledem k odlišným metodám odběru i analýz půdních vzorků – většina analytických metodik prodělala v posledních padesáti letech rychlý vývoj a i v současné době jsou používány různé chemické metody, které nelze vždy srovnávat (např. Záhornadská 2002). Další komplikací je vysoká finanční náročnost chemických analýz při plošných průzkumech. Velmi často proto bývají stanovovány pouze vybrané parametry svrchních půdních vrstev. Mezi nejvýznamnější zdroje informací o vlastnostech lesních půd patří:

- Typologický průzkum Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL) – většinou jsou k dispozici data od 60. let dvacátého století. Půdy jsou popsány a vzorky odebrány podle genetických horizontů. Výsledky nejsou dostupné pro všechny oblasti a průzkum není prostorově homogenní. Tato historická data jsou např. pro oblast Jizerských hor zpracována v publikaci Slodičák (2005), v Krušných horách naopak nebylo možné údaje ze starších šetření dohledat. Metody analýz vzorků u starších průzkumů nejsou v současné době již většinou používány.
- Půdní průzkum na tzv. trvalých zkusných plochách (TZP) – plochy spravuje ÚHÚL, analýzy v současné době provádí Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ).
- Půdní průzkum v rámci Národní inventarizace lesů – je prováděn v síti 2 x 2 km (ÚHÚL 2007) a představuje nejhustší síť dat. V rámci inventarizace byly popsány půdní sondy, stanoveny půdní typy a formy humusu. Chemická analýza se prováděla pouze pro svrchní vrstvu minerální půdy 0–10 cm. Výluhy pro stanovení přístupných živin byly prováděny v 1% kyselině citronové.
- Průzkum půd jednotlivých přírodních lesních oblastí – na základě zákona o hnojivech provádí ÚKZÚZ. Odebírány jsou vzorky nadložního organického horizontu a dvě vrst-

* Půdní horizont je vrstva půdy o různé mocnosti, která vznikla půdotvorným procesem za konkrétních podmínek vývoje. Je vymezen souborem fyzikálních a chemických vlastností, barvou, strukturou a dalšími morfologickými znaky, na základě kterých ho lze odlišit od ostatních horizontů. Soubor všech půdních horizontů tvoří půdní profil. Hlavní typy horizontů označují velká písmena, malá písmena označují tzv. subhorizonty.

vy minerální půdy do hloubky cca 40 cm. Obsahy přístupných živin jsou stanovovány po výluhu v činidle Mehlich III, celkové obsahy živin v kyselině dusičné. Obdobný průzkum provádí ÚKZÚZ i v genových základnách lesních dřevin, výsledky jsou publikovány ve zprávách (např. Fiala a kol. 2000, 2004), které jsou dostupné na webových stránkách ÚKZÚZ Brno. Souhrnné výsledky za období 1996–2011 byly zpracovány v publikaci Fialy a kol. (2013).

- Průzkum půd v rámci přípravy vápnění – provádí v oblastech postižených acidifikací ÚKZÚZ a Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. (VÚLHM). Odběry probíhají stejně jako u průzkumů ÚKZÚZ, analytické metody se ve VÚLHM odlišují – stanovení přístupných prvků se provádí ve výluhu chloridu amonného, celkový (pseudototální) obsah prvků je stanoven ve výluhu lučavkou královskou (např. Šrámek a kol. 2012). Výsledky těchto průzkumů jsou zpracovány v kapitole 2.
- Průzkum půd v rámci mezinárodního monitoringu zdravotního stavu lesních ekosystémů provádí VÚLHM na základě spolupráce v programu ICP Forests (Fabiánek 2004, Šrámek a kol. 2011). Výsledky tohoto programu jsou představeny v následujícím textu.



Obr. 1.7: Základní diagnostické horizonty lesních půd: *O – nadložní organický horizont; A – organominerální horizont; B – minerální (podpovrchový) horizont; B / IIC – přechod do půdotvorného substrátu*

- Příkladem speciálního šetření je průzkum kontaminace lesních půd zátěžovými prvky, který je prováděn na 125 plochách v České republice v rámci projektu KOLEP (Metody hodnocení zátěže lesních půd rizikovými látkami a identifikace ekologických rizik kontaminace lesních půd) (Rotter a kol. 2013).

Mezinárodní program monitoringu zdravotního stavu lesů ICP Forests poskytuje informace o půdních vlastnostech ze sítě pokrývající celé území ČR a přitom do analýz zahrnuje i hlubší půdní horizonty – minimálně do hloubky 80 cm. První z velkých půdních průzkumů byl na plochách monitoringu proveden v roce 1995 (Fabiánek, 2004). Druhé opakování průzkumu a analýz lesních půd (v ČR na 146 plochách) proběhlo v letech 2005–2008 v rámci projektu Evropské unie s názvem BioSoil (Šrámek et al. 2008b). Jak název projektu naznačuje, kromě půdních vlastností byly sledovány i vybrané parametry biodiverzity na jednotlivých monitoračních plochách. Celoevropské výsledky z půdní části projektu byly základním způsobem zpracovány v práci De Vose a Cools (2011). Pro Českou republiku výsledky ukazují poměrně kyselé půdy s častým nedostatkem bazických živin (Tab. 1.1).

Většina lesních půd v České republice se řadí k půdám silně až středně kyselým. Podle aktivního pH(H_2O) patří do silně kyselé oblasti (3,5–4,5) téměř tři čtvrtiny všech odebraných vzorků povrchového humusu (73 %) a prakticky stejný podíl svrchních minerálních horizontů do hloubky 20 cm. Tyto svrchní vrstvy půdy jsou nejvíce ovlivněny dlouhodobou acidifikací kyselými srážkami a zároveň ve smrkových porostech představují hlavní zónu prokořenění. V hlubší minerální půdě 20–40 cm je silně kyselých půd 40 % a stejné procento reprezentuje půdy středně kyselé (pH(H_2O) 4,5–5,5), v hloubce 40–80 cm je pak silně kyselých 23 % odebraných vzorků půd, středně kyselých 43 %. Při pohledu na kyselost povrchových horizontů lesních půd (obr. 1.8) je patrné, že výrazně acidifikovaná nejsou pouze pohraniční pohoří, jež obvykle vnímáme jako klasické „imisní“ lokality. Naopak lze konstatovat, že s výjimkou jižní Moravy silně kyselé půdy na území ČR zcela převládají. Pro vitalitu dřevin jsou ovšem rozhodující obsahy živin, případně zátěžových prvků v lesních půdách.

Dusík je základní živinou a jedním z nejvýznamnějších makrobiogenních prvků. Na rozdíl od ostatních živin však téměř není obsažen v horninách a rostliny ho získávají prakticky výhradně ve formě nitrátů či amonných iontů, které se do půdního roztoku dostávají z rozkladu organické hmoty, formou atmosférické depozice, či mikrobiální fixací (Galloway 1998). Vzhledem k těmto zvláštnostem koloběhu dusíku není jednoduché posuzovat jeho obsah v lesních půdách na základě chemických analýz. K důkladnému hodnocení výživy je třeba řada dalších parametrů – jako je jeho zásoba v asimilačních orgánech a biomase porostu, informace o průběhu amonizace a nitrifikace v půdě či chemickém složení půdního roztoku (Schulze 2000). Pro hodnocení potenciálního stavu dusíku v ekosystému lze posuzovat jeho celkové množství (zásobu) v nadložním humusu a pro charakteristiku jeho přístupnosti pak poměr uhlíku a dusíku C/N. Zvláštní pozornost je věnována možné eutrofizaci půdní vody při nasycení svrchních horizontů půdy dusíkem.

Průměrná zásoba dusíku v humusovém horizontu na sledovaných plochách byla 1,2 tun na hektar. Zhruba na 65 % ploch je zásoba dusíku v nadložním humusu vyšší než 1 $t.ha^{-1}$, na 27 % ploch pak více než 1,5 $t.ha^{-1}$. To odpovídá výsledkům průzkumu přírodních lesních oblastí prováděného ÚKZÚZ, kde je obsah dusíku na většině lokalit hodnocen jako vysoký nebo luxusní (Fiala a kol. 2013). V minerální půdě zásoba dusíku s hloubkou postupně klesá v souvislosti se snižujícím se obsahem organických látek.

Poměr C/N je tradičně hodnocen jako měřítko kvality humusu – příznivější humusové typy s rychlejší dynamikou živin (mull*, moder) mají nižší poměr C/N, optimální hodnota se pohybuje v rozsahu 15–20. Na straně druhé je zejména v posledních 20 letech tento poměr vnímán jako indikátor nasycení ekosystému dusíkem, který signalizuje riziko vyplavování nitrátů z lesních ekosystémů. Podle Gundersena a kol. (1998) představují hodnoty C/N nižší než 25 vysokou saturaci ekosystému dusíkem, při níž může docházet k uvolňování nitrátů

Tab. 1.1: Základní charakteristiky chemických vlastností půd na plochách programu BioSoil podle jednotlivých odebíraných vrstev

		FH	0–10 cm	10–20 cm	20–40 cm	40–80 cm
$pH(H_2O)$	medián	4,27	4,20	4,39	4,56	4,77
	25% kvantil	4,02	4,02	4,26	4,43	4,53
	75% kvantil	4,54	4,45	4,58	4,82	5,14
$pH(CaCl_2)$	medián	3,44	3,55	3,78	3,94	4,10
	25% kvantil	3,15	3,37	3,64	3,82	3,93
	75% kvantil	3,85	3,76	3,95	4,15	4,32
N_{tot} [%]	medián	1,41	0,18	0,10	0,06	0,04
	25% kvantil	1,23	0,12	0,07	0,04	0,03
	75% kvantil	1,65	0,27	0,14	0,10	0,07
K [$mg.kg^{-1}$]	medián	349	44	29	28	35
	25% kvantil	270	31	20	18	18
	75% kvantil	490	62	43	49	58
Ca [$mg.kg^{-1}$]	medián	1995	100	49	50	126
	25% kvantil	1228	46	21	17	19
	75% kvantil	3437	287	173	270	631
Mg [$mg.kg^{-1}$]	medián	234	24	14	14	29
	25% kvantil	159	15	7	5	5
	75% kvantil	370	48	37	55	136
BS [%]	medián	62	13	9	12	25
	25% kvantil	52	8	6	6	8
	75% kvantil	76	23	20	41	71

FH – nadložní organický horizont, BS – saturace sorpčního komplexu bazickými prvky

do podzemních a povrchových vod. V České republice byla ovšem hodnota C/N pod 25 zjištěna na 78 % hodnocených ploch (obr. 1.9). Míru nasycení ekosystému dusíkem je zřejmě nutno posuzovat podle komplexnějších kriterií (Aber 1992, Dise a kol., 2009), v optimálním případě se znalostí chemického složení půdního roztoku. Rychlost rozkladu organických látek v nadložním organickém horizontu (humusové vrstvě), při které k uvolňování nitrátů může docházet, je totiž závislá na celé řadě faktorů včetně meteorologických podmínek, poměru ligninu a hemicelulózy a dostupnosti dalších prvků nutných pro život mikroorganismů, zejména fosforu (Berg, Laskowski 2006).

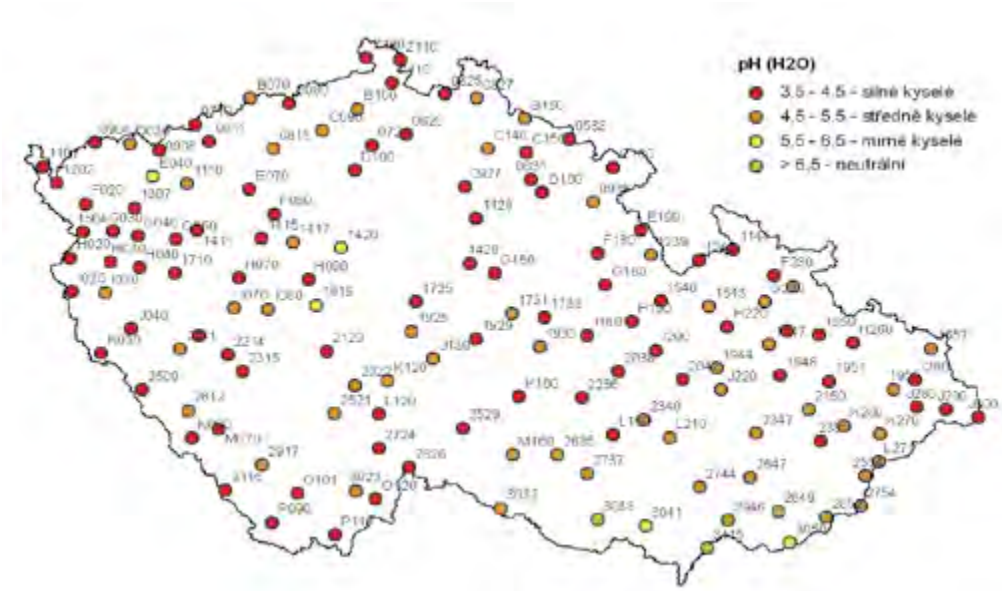
Na žádné z jedenácti ploch mezinárodního programu monitoringu zdravotního stavu lesů ICP Forests, kde je sledován chemismus půdní vody, nebyla v letech 2006–2007 pod humusovým horizontem překročena koncentrace nitrátů odpovídající kvalitě pitné vody pro kojence – 8 mg.l^{-1} (data z Boháčová a kol. 2009). Také povrchový odtok z lesních ekosystémů, přes dlouhou historii výrazného imisního zatížení, nevykazuje výraznější koncentrace nitrátů (Lochman a kol. 2008, Bíba a kol. 2007). Oulehle a kol. 2008, dokládají, že na povodích programu GEOMON v ČR je 44–98 % deponovaného dusíku akumulováno nebo denitrifikováno a do odtoku z povodí se nedostává. Obsahy dusíku v lesních půdách lze tedy hodnotit jako poměrně vysoké, zatím však pod hranicí nasycení ekosystémů tímto prvkem.

Vápník představuje jeden z nejvýznamnějších půdních kationtů, který je rovněž důležitou živinou. V půdním prostředí se přímo podílí na tvorbě základních charakteristik půdní úrodnosti, jako je kyselost (hodnota pH), nasycení sorpčního komplexu bázemi nebo poměr bazických kationtů vůči hliníku. Obsah vápníku má nezastupitelný význam pro půdní strukturu a konzistenci. Mařan a Káš (1948) považují „vápno“ za nejdůležitější faktor určující fyzikální vlastnosti i chemický ráz půdy a její dynamiku. Vápník udržuje drobtovitou až hrudkovitou strukturu a znesnadňuje pohyb koolidnícho podílu půdy, neboť vysrážené koloidy se nacházejí ve stavu nepohyblivých gelů. Odvápnění půd spojují Mařan a Káš (1948) s pěstováním borových a smrkových monokultur – např na Karlštejnsku a v okolí Plasů.

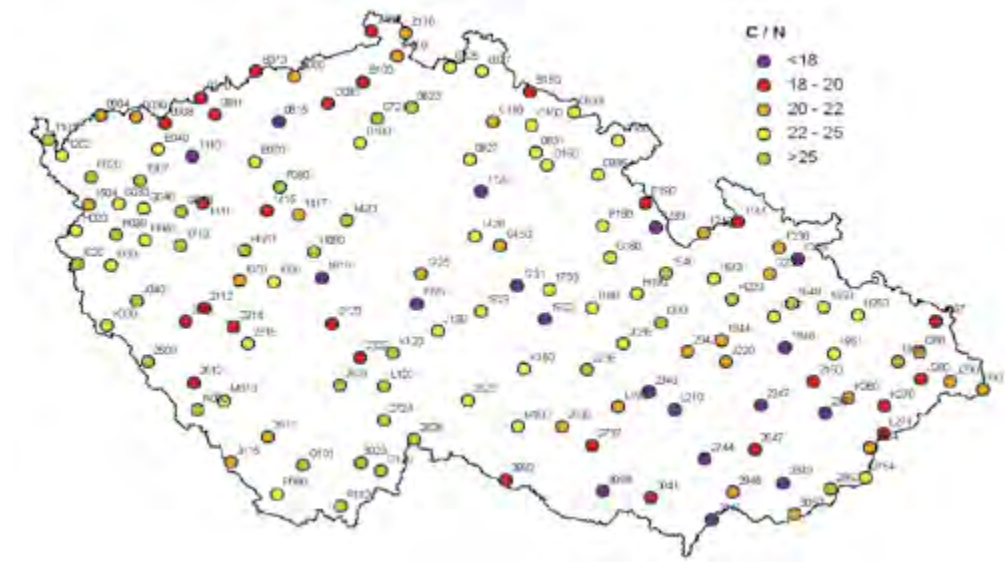
Zatímco v půdách je vápník významnou součástí půdního roztoku a je poměrně pohyblivý, v rostlinných pletivech je převážně fixován v buněčných stěnách, případně v nerozpustných krystalických sloučeninách ve vakuolách buněk (šťavelany). Po zabudování do těchto struktur prakticky nemůže být v rostlinách transportován a na rozdíl od draslíku a hořčíku nedochází k jeho vyplavování z rostlinných tkání. To vede k tomu, že se v lesních porostech velmi často setkáváme s deficitem vápníku v minerálních horizontech lesních půd, ale nedostatek vápníku v asimilačních orgánech bývá pozorován pouze ve zcela výjimečných případech.

Jak vyplývá z výsledků analýz provedených v rámci programu BioSoil, vápník je v minerálních horizontech na většině ploch v mírném až výrazném nedostatku (obr. 1.10). Jako

* Pedologie rozlišuje tři formy humusu. Nepříznivější mull s vyskou biologickou aktivitou, kdy se organické látky rychle rozkládají s tloušťkou do 2 cm; moder s mocností do 10 cm, kde se část středně humifikovaného materiálu akumuluje; nejméně příznivý moor, ve kterém se organický materiál kvůli nízké biologické aktivitě velmi pomalu rozkládá, a který dosahuje mocnosti přes 10 cm. Mocnost humusové vrstvy je ovšem pouze orientačním parametrem pro hodnocení humusových forem.



Obr. 1.8: Hodnoty aktivního pH ve svrchních 40 cm minerální půdy na plochách BioSoil v ČR



Obr. 1.9: Hodnoty poměru uhlíku a dusíku v organickém nadložním horizontu (humusové vrstvě) na plochách BioSoil v ČR

výrazný deficit Ca bývá uváděna hodnota 140 mg.kg^{-1}. Do této kategorie spadá 61 % vzorků horizontu svrchní minerální půdy 0–10 cm, 71 % vzorků z hloubky 10–20 cm, 67 % vzorků z vrstvy 20-40 cm a 53 % vzorků z hlubších vrstev v hloubce 40–80 cm. V horizontu nadložního humusu, který tvoří v různé míře přeměněná organická hmota opadu listů, jehličí a větví, jsou obsahy všech živin řádově vyšší než v minerální půdě.

Zjištění nízkých obsahů vápníku v lesních půdách lze považovat za závažná, nejsou však zcela překvapivá. Výrazné nedostatky tohoto prvku dokumentuje řada regionálních i lokálních studií. Pro oblast Krušných hor dokládá Kulhavý a kol. (2008) velmi nízké obsahy vápníku u třetiny odebraných vzorků humusem ovlivněného minerálního horizontu A a u téměř 70 % minerální půdy do hloubky 30 cm. Slodičák a kol. (2005) konstatují, že v Jizerských horách se obsahy vápníku v minerální půdě pohybují v oblasti velmi nízké až nízké zásoby. Průzkum provedený ÚKZÚZ v oblasti LS Vyšší Brod na 64 lokalitách (Fiala a kol. 2004) konstatuje, že pod hranicí obsahu Ca, která garantuje „normální“ růst (200 mg.kg^{-1}), se nachází téměř všechna odběrová místa. Na Českomoravské vrchovině Fiala a kol. (2003) dokumentují na 137 odběrných místech pokles obsahu přístupného vápníku z hodnoty 340 mg.kg^{-1} v roce 1994 na hodnotu 125 mg.kg^{-1} v roce 2003.

Draslík je prvkem, který se v rostlinných tělech vyskytuje především ve formě volného iontu, a snadno tak dochází k jeho vyplavování z pletiv. V půdě představuje hlavní zdroj

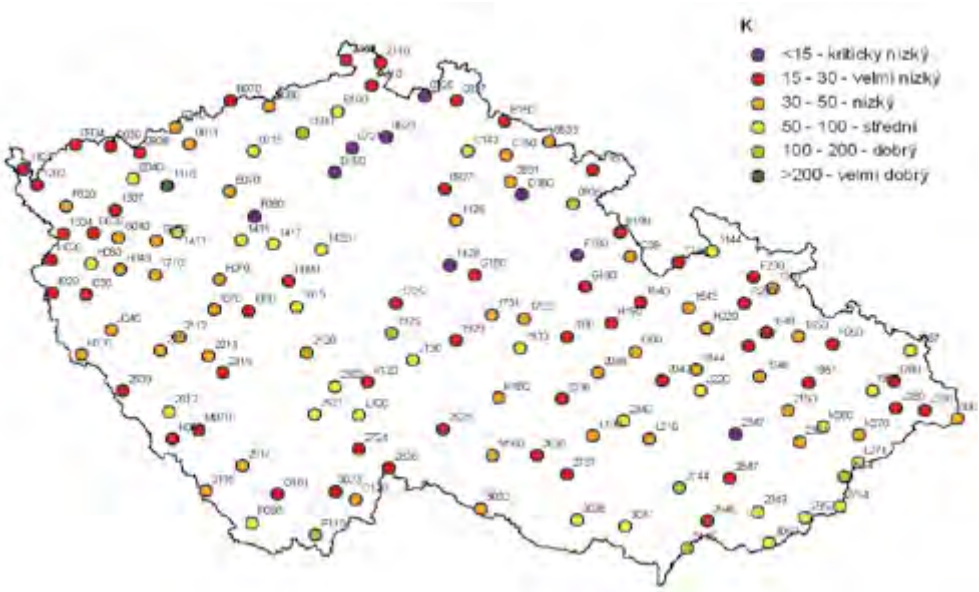
Obr. 1.10: Hodnoty přístupného vápníku ve svrchních 40 cm minerální půdy (obsahy jsou uvedeny v mg.kg^{-1})

draslíku zvětrávání matečného materiálu, ve kterém se většinou poměrně hojně vyskytuje, a to i na kyselých podložích.

Výsledky projektu BioSoil ukazují na velmi nízké hodnoty obsahů přístupného draslíku v minerálních půdách (obr. 1.11). Výsledky analýz se pohybují od jednotek $mg.kg^{-1}$ - v podstatě od hranice detekce analytických metod - po nejvyšší obsahy ve výši 200–320 $mg.kg^{-1}$ pro jednotlivé horizonty. Pokud vezmeme za hranici deficitu hodnotu 30 $mg.kg^{-1}$, spadá do oblasti nedostatku tohoto prvku asi čtvrtina vzorků svrchní minerální vrstvy 0–10 cm, více než polovina vzorků z hloubky 20–40 cm a více než 40 % vzorků z hlubších půdních vrstev 40–80 cm. Naopak v oblasti středního a dobrého obsahu (od 50 $mg.kg^{-1}$) se pohybuje pouze asi 40 % vzorků svrchní minerální půdy, okolo 20 % vzorků z vrstev v hloubkách 10–40 cm a 30 % vzorků hlubších půdních vrstev.

Hořčík je další významnou bazickou živinou. V rostlinných pletivech je méně mobilní než draslík, ale více než vápník. Deficit hořčíku byl mnohokrát prokázán jako závažná příčina chřadnutí lesních porostů (např. Kandler a kol. 1990, Lomský, Šrámek 2004). Nedostatek hořčíku se stává rizikovým faktorem např. v době sucha nebo při nedostatku vápníku v biomase či povrchovém humusu (Samec a kol. 2007). Obdobně jako draslík je i hořčík zastoupen v mateční hornině obvykle i na kyselých podložích.

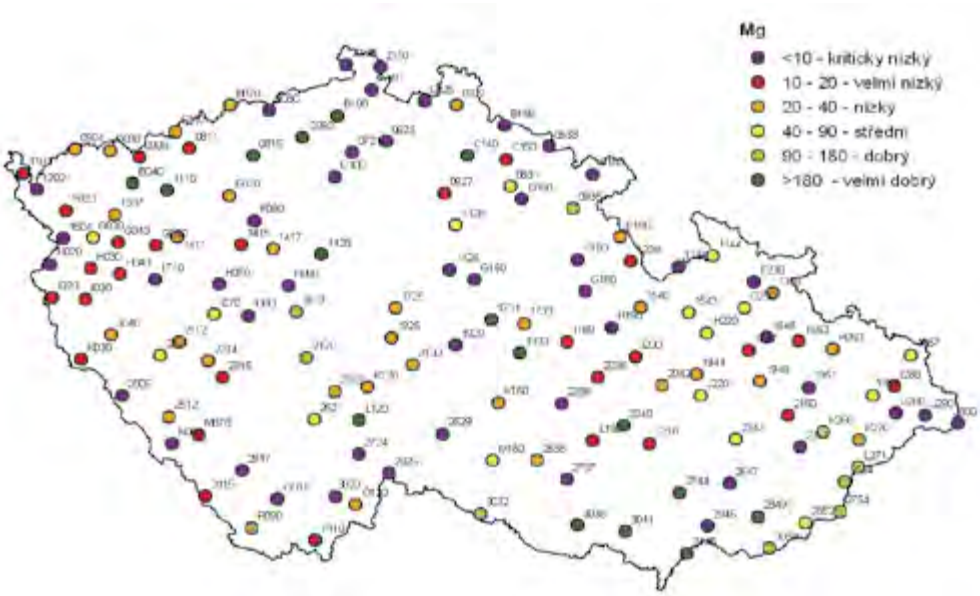
Obsahy přístupného hořčíku v hodnocených vzorcích minerální půdy vykazují také velmi nízké hodnoty (obr. 1.12). Pohybují se od desetin $mg.kg^{-1}$, tedy prakticky od meze analy-



Obr. 1.11: Hodnoty přístupného draslíku ve svrchních 40 cm minerální půdy (obsahy jsou uvedeny v $mg.kg^{-1}$)

tického stanovení až po maxima dosahující 600–840 mg.kg^{-1}, v hloubce 40–80 cm dokonce 1 711 mg.kg^{-1}. Pod hranicí výrazného nedostatku (20 mg.kg^{-1}) je více než 40 % vzorků odebraných ze svrchní minerální půdy 0–10 cm i ze spodních vrstev půdy v hloubce 40–80cm. Ve střední vrstvě půdy od 20 do 40 cm spadá do oblasti výrazného nedostatku Mg dokonce 60 % vzorků. V oblasti středního, dobrého a velmi dobrého obsahu Mg (nad 40 mg.kg^{-1}) se nachází pouze 30 % vzorků minerálních půdy v hloubkách 0–10 cm a 20–40 cm, necelá čtvrtina vzorků svrchní vrstvy půdy 10–20 cm a 46 % vzorků ze spodního minerálního horizontu 40–80 cm.

Lze tedy říci, že zásoby hlavních živin v lesních půdách odpovídají dlouhodobé kyselé zátěži středoevropského regionu. Obsahy dusíku jako okyselující substance a přitom hlavní živiny jsou poměrně vysoké, i když ještě zatím zřejmě nedošlo k nasycení lesních ekosystémů tímto prvkem. Pozitivní růstová reakce dřevin na zvýšenou nabídku dusíku zvyšuje tlak na odběr bazických prvků z půdního prostředí. Těch je ovšem v jejich přístupných formách nedostatek. Nízké zásoby Ca, K a Mg v lesních půdách se odrážejí v nízké saturaci sorpčního komplexu bázemi, což je jedna z významných charakteristik kvality půdy pro výživu dřevin (Zirlewagen a Wilpert 2004). Zatímco u hořčíku a draslíku existuje u většiny půd možnost postupného doplnění jejich obsahů zvětráváním, vápník vykazuje velmi nízké hodnoty i v celkovém (respektive pseudototálním) obsahu v půdě stanoveném ve výluhu lučavkou královskou. Nízké obsahy bazických živin nejsou pravidlem pouze v tradičních imisních oblastech, ale na většině území ČR.



Obr. 1.12: Hodnoty přístupného hořčíku ve svrchních 40 cm minerální půdy (obsahy jsou uvedeny v mg.kg^{-1})

1.3 Historie vápnění lesů v České republice

První použití vápenatých látek ke „zmírnění poklesu úrody na polích“ zatížených imisemi z nedaleké textilní továrny bylo zřejmě doporučováno již v roce 1843 (Nožička 1963 in Podrázský 1991a). Reálně se vápnění v lesním provozu začalo používat až počátkem 20. století. V roce 1938 píše dr. Antonín Němec: „Ze zkušenosti lesnické praxe, opírající se o příznačné úkazy a z výsledků studia složení půdy vyplývá, že s ustupujícím zastoupením listnatých dřevin a jejich náhradou jehličnany se lesní půdy postupně více nebo méně intensivněji odvápňují“ (Němec 1938). Vápnění lesů v té době bylo používáno především na chudých půdách – například k urychlení rozkladu silných vrstev nadzemního humusu v borovicových porostech na pískách (Němec a Mařan 1939, Němec 1942), k revitalizaci smrkových porostů na ortštejnových* půdách (Němec 1939), případně na půdách degradovaných odběrem organické hmoty (Němec 1949). Zásahy byly směřovány především do porostů mýtního věku před jejich přirozenou či umělou obnovou, zároveň bylo vápnění testováno i v lesních školkách. Lokální aplikace vápnění byly v té době zaměřovány na doplnění vápníku, případně hořčíku, ale zejména na snížení kyselosti lesních půd a oživení půdní biologické činnosti v humusové vrstvě. Kromě vápnění byly běžně testovány aplikace mouček různých bazických hornin (Němec 1956). Meliorační látky byly většinou zapravovány do půdy přímo při přípravě lokalit k zalesňování. 300-500 g jemně mletého dolomitického vápence promíchaného v sadbových buňkách s minerální půdou a humusem mělo vést k uvolnění živin blokovaných v organickém materiálu. S neúspěchem se setkalo testování vápnění pro zlepšení růstu a zvýšení produkce lesních porostů. V tomto směru se efekty buď nedostavovaly, nebo byly pouze krátkodobé. Vápnění bylo chápáno jako nepřímé hnojení, jehož cílem bylo zejména komplexně ovlivnit půdní vlastnosti. Hnojení umělými hnojivy oproti tomu směřovalo na přímé zlepšení výživy a růstu lesních porostů (Materna 1963). Již v té době byla stanovena poměrně komplexní kritéria pro výběr vhodných stanovišť a lesních porostů. Materna (1963) stanovuje jako maximální dávku vápence do 8 tun na hektar, doporučuje však opakované použití nižších dávek v rozsahu 2–2,5 tuny na hektar.

S nástupem imisní kalamity se začalo uvažovat o vápnění jako o prostředku, kterým je možno do jisté míry bránit zhoršování půdních vlastností a dramatické acidifikaci lesních půd (Gussone 1983, Hüttl 1985, Derome 1985). První aplikace vápnění v imisemi poškozované oblasti Krušných hor byla provedena již v roce 1967 (Kubelka, 1988). Od druhé poloviny 70. let bylo využití vápnění intenzivnější. V letech 1978–1983 bylo v Krušných horách povápněno 17680 ha lesů (Kubelka 1992). V té době byl vápenec aplikován především na imisních holinách a v nově zakládaných výsadbách náhradních porostů často v souvislosti s plošnou pří-

* Ortštejn (stmelenec, stmelovec) je vrstva akumulovaného železa, popřípadě humusu v podzolovaných půdách, kde vlivem chemických i vlhkostních poměrů dochází v hloubce 20–30 cm k jejich cementování a vytvoření tvrdé vrstvy neprostupné pro kořeny a zpravidla i pro vodu. Dřeviny tak mohou využívat pro získávání živin a vody pouze malou část půdního profilu. (Podle Lesnického naučného slovníku, MZe 1994)

pravou půdy (obr. 1.1). Používal se především mikromletý vápenec, který byl rozprašován rozmetadly nesenými traktorem a (na plochách připravených buldozery) autocisternami. Ještě výrazněji se vápnění rozšířilo od roku 1984. V letech 1984–1991 bylo v Krušných horách povápněno 44 400 ha lesů. Pro vápnění se začala využívat letecká technika – plošníky i vrtulníky, která umožnila rychlejší průběh prací a také aplikace v mlazinách i vzrostlých porostech (Boštík 1988). Pro leteckou techniku, která byla nasazena zhruba na polovině vápněných ploch (Kubelka 1992), byl používán především drcený dolomitický vápenec. Hektarová dávka se pohybovala obvykle od dvou do pěti tun vápence. Zásahy neprobíhaly ovšem pouze v Krušných horách. Rozsáhlé plochy lesů byly vápněny rovněž v Jizerských horách, Krkonoších i Orlických horách. V oblasti Beskyd bylo v roce 1983 vápněno 1 061 ha lesů dávkou 3 $t.ha^{-1}$, vápnění bylo opakováno v letech 1985 a 1987, celková dávka vápence tedy byla 9 $t.ha^{-1}$ (Raška 1989, Klimo, Vavříček 1991). Celkem bylo v letech 1975–1991 v České republice vápněno více než 80 tisíc ha lesů (tab. 1.2). V polovině 80. let přijala vláda České republiky

Tab. 1.2: Rozsah ploch vápněných v letech 1975–1991 v České republice

Krušné hory	62 080 ha
Jizerské hory	8 000 ha
Krkonoše	7 409 ha
Orlické hory	2 800 ha
Beskydy	1 061 ha

usnesení, jímž stanovila pro 8 pětiletku (roky 1986-1990) státní úkol rozmetat v postižených oblastech ročně průměrně 100 tisíc vápenatých, eventuálně jiných hnojiv, což odpovídalo roční ploše cca 30000 ha (Materna a Skoblík 1988). Takový rozsah ploch, přes existenci metodických postupů a pokynů pro výběr ploch, nebyl realizovatelný. Navíc se objevily práce poukazující na nedostatečnou efektivitu zásahů zejména z hlediska snížení kyselosti půd v případě leteckého vápnění (Peřina a Podrázský 1988) a na riziko ztrát dusíku a humusu na starších holinách (Podrázský 1989, 1990, 1991b) s tím, že je nutné věnovat větší pozornost výběru vhodných lokalit pro meliorační zásahy. Jiní autoři dokládali pozitivní účinky vápnění s tím, že výrazná změna půdní reakce není žádoucí a k popisovanému úbytku organických látek a dusíku dochází pouze při vysokých dávkách vápence (Materna a Skoblík 1988, Klimo a Vavříček 1991). Rovněž byl doložen význam přízemní vegetace, která sice okamžitý účinek vápnění zeslabuje, ale zároveň může pozitivní účinky prodlužovat až na několik desetiletí (Lettl 1992). Období intenzivního vápnění každopádně skončilo na samém počátku 90. let, kdy se začalo výrazně snižovat znečištění ovzduší (viz obr. 1.3) a porosty náhradních lesních dřevin i cílových dřevin v imisních oblastech začaly postupně regenerovat.

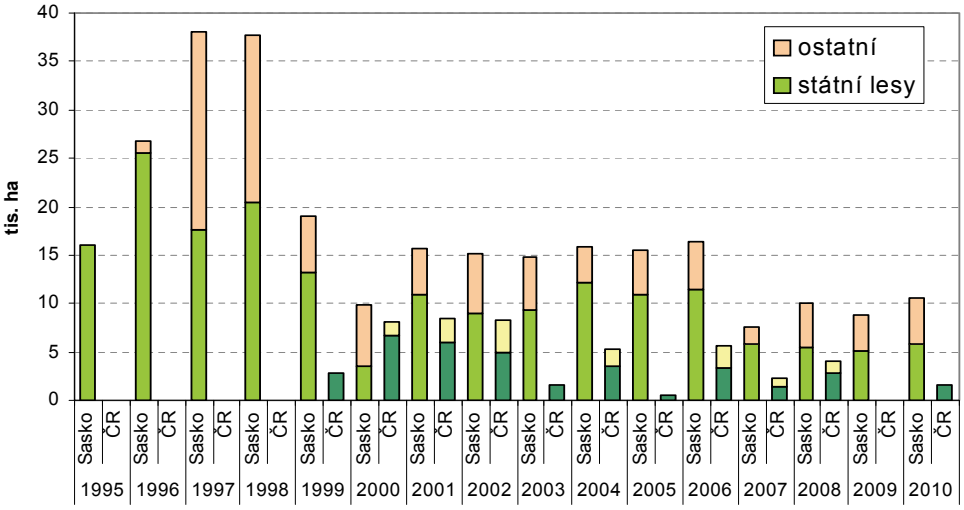
Obdobný pokles nastal i v sousedním Sasku, kde byla nejmenší rozloha vápnění v roce 1993 (zhruba 3 000 ha). V Sasku rozloha vápněných porostů výrazně narostla po imisním poškození porostů v roce 1996 (viz obr. 1.2). V roce 1996 tam bylo povápněno téměř 25 000 ha lesů, v letech 1997 a 1998 více než 30 000 ha. Celkem bylo v Sasku v letech 1991–2001 povápněno cca 183 000 ha lesů. V ČR došlo k obnovení rozsáhlejších aplikací až na sklonku 90. let (Badalík 2006). V roce 1999 se v oblasti západního Krušnohoří objevilo rozsáhlé žloutnutí smrkových porostů. Hlavní příčinou byl prokázaný závažný nedostatek hořčíku na chudých půdách ovlivněných dlouhodobým působením kyselých antropogenních depozic (Balek a kol. 2001, Lomský a Šrámek 2004) (obr. 1.13). Obdobný typ poškození byl diagnostikován také v Orlických horách (Šrámek a kol. 2000). Na zhoršující se zdravotní stav v těchto oblastech reagovala v květnu 2000 vláda ČR, která svým usnesením 532/2000 uložila ministru zemědělství zajistit vápnění a hnojení v lesích Krušných a Orlických hor pro roky 2000–2004. Na nejvíce poškozených lokalitách bylo v letech 1999–2001 provedeno hnojení hořečnatými a kapalnými hnojivy pro

Obr. 1.13: Žloutnutí smrkových porostů v západním Krušnohoří v roce 1999

V letech 1998 a 1999 se v oblasti západního Krušnohoří projevilo velmi intenzivní žloutnutí smrkových porostů. Postiženy byly dospělé porosty i mlaziny. Obdobné poškození se v této oblasti přechodně objevovalo od 70. let dvacátého století. Žloutnutí bývalo nejvýraznější v jarním období před rašením a v průběhu vegetační sezóny obvykle regeneruje. Na konci 90. let však poškození gradovalo. Starší ročníku jehličí hnědly, usychaly a docházelo k rozsáhlé defoliaci. V mladých i dospělých porostech docházelo k odumírání jednotlivých stromů a v nejvýrazněji poškozených lokalitách hrozil až rozpad lesních porostů. (Foto: V. Šrámek, B. Lomský, LS Horní Blatná, Milíře)

rychlé dodání bazických prvků (Šebková a kol. 2001, Lomský a kol. 2006), hlavním nápravným opatřením však bylo vápnění lesních porostů. V lednu 2004 bylo přijato navazující usnesení č. 22, jímž vláda ČR schvaluje „Návrh komplexního a systémového řešení směřujícího k zastavení degradace lesních půd vlivem imisí“. Součástí dlouhodobých opatření „Návrhu“ je i pokračování v realizaci nezbytných chemických meliorací v nejexponovanějších oblastech. Celkem bylo v letech 1999–2012 v České republice vápněno téměř 50 000 ha lesních porostů. Tato plocha není nikterak rozsáhlá, porovnáme-li velikost vápněných ploch se spolkovou zemí Sasko, kde bylo v témže období vápněno téměř 160 000 ha lesů (obr. 1.14). V České republice navíc, na rozdíl od Saska, není vápněna pouze oblast Krušných hor, ale i další oblasti s narušenou výživou lesních porostů (tab. 1.3).

Hlavním cílem vápnění v současnosti je kromě odclonění acidifikace lesních půd a dodání chybějícího vápníku také zvýšení obsahu hořčíku, který je v acidifikovaných lokalitách často v kritickém nedostatku. Proto je v aplikacích od roku 2000 používán výhradně vápnitý dolomit se zvýšeným obsahem hořčíku (minimální obsah MgO 17 %). Dodávána je zrnitostní frakce do 2 mm, která umožňuje cílenou mechanizovanou aplikaci (relativně nízká praš-



Obr. 1.14: Vývoj vápněných ploch v České republice a v Sasku v letech 1995–2010

Ve spolkové republice Sasko byla vápnění věnována velká pozornost zejména ve druhé polovině 90. let v souvislosti se sérií imisních škod v letech 1994 a 1996. V letech 1991-2012 tam bylo vápněno více než 320 tisíc hektarů lesů a byla aplikována celková dávka vápnitého dolomitu 1 243 000 t. Používaná hektarová dávka v nižších polohách byla 3,5 t.ha^{-1}, v hřebenových oblastech 4,5 t.ha^{-1}. Od roku 2012 jsou dávky sníženy na 3 t.ha^{-1}. Většina ploch v hřebenových oblastech Krušných hor byla povápněna třikrát, některé pětkrát. Cílem vápnění je zde odstínění stále vysokých depozic okyselujících látek, postupné zlepšení saturace sorpčního komplexu bazickými prvky a revitalizace půd, která umožní i změnu druhové skladby lesních porostů a vnášení cenných listnáčů.

nost) a zároveň obsahuje vysoký podíl účinné složky – minimálně 65 % materiálu má velikost zrn do 1 mm (Musil a Pavlíček 2002, Schüller 1991). V rámci projektů připravovaných od roku 2000 je aplikována dávka 3 tuny na hektar, která zajišťuje při použité zrnitosti

Tab. 1.3: Vápněné plochy v České republice v letech 2000–2010

	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
LS Kraslice	1 743	1 821	1 281	-	1 279	-	148			
LS H. Blatná	1 577	1 073	1 262	-	1 298	233				
LS Klášterec n.O	949	1 868	1 807	-	-	55	666			
LS Č. Hrádek	1 109	-	-	-	-	-				
LS Litvínov	1 411	619	449	-	-	-	1 075	1 471	727	
LS Děčín	-	613	200	-	434	-				
LČR celkem	**6 789**	**5 995**	**4 998**	**0**	**3 011**	**288**	**1 889**	**1 471**	**727**	
ML Kraslice	400	194	-	-	-	-				
OL Boží dar	105	-	-	-	-	-				
ML Jáchymov	-	428	544	-	807	-				
ML Chomutov							94	99		
OL Kryštofovy Hamry	440	-	-	-	-	-				
ML Jirkov	393	554	286	-	-	-	137			
OL Hora sv. Kateřiny	-	-	197	-	-	-				
KS Jezeří	134	276	601	-	-	-	144		413	
ML Most	-	-	1 020	-	-	-	712			
OL Krupka	-	74	-	-	44	-				
OL Mikulov	-	6	-	-	-	-				
Honik	-	3	-	-	-	-				
Polesí Střekov a.s.	-	-	136	-	-	-				
Ostatní vlastníci celkem	1 472	1 535	2 783	0	851	0	1 088	99	413	
Krušné hory celkem	8 260	7 530	7 782	0	3 862	288	2 977	1 570	1 140	
Orlické hory	1 413	881	419	1 006	1 410	-	1 179	640	251	
LS Lanškroun										413
Jizerské hory	-	-	-	501	-	262	539		241	
LS Jablunov							495			
LS Plasy									1 335	928
LS Č. Rudolec									103	
LS Ruda n Moravou									134	197
LS Hanušovice									267	
ČM vrchovina								135		
Šumava	-	-	-	-	-	53	569		501	116
Celkem vápněno	9 673	8 411	8 201	1 507	5 272	603	5 758	2 345	3 973	1 654

a chemickém složení přijatelnou iniciální účinnost a zároveň nevede k rychlým a výrazným změnám pH, které by mohly negativně ovlivnit některé půdní procesy. V Saské části Krušných hor je používán pro vápnění prakticky identický materiál, dávky jsou odstupňovány podle nadmořské výšky na 3–6 $t.ha^{-1}$, průměrná dávka v dlouhodobém horizontu je 3,9 $t.ha^{-1}$ (LAF 2000). Výběr ploch pro vápnění je v současné době určen metodikou, která je závazná pro aplikace financované ze státního rozpočtu (Šrámek 2005). Ta přihlíží kromě zdravotního stavu porostů také ke stanovištním podmínkám, výživě dřevin stanovené na základě chemických analýz půdy a asimilačních orgánů, i k výskytu chráněných území. Cílem je podchytit stav všech faktorů, které mohou účinnost vápnění ovlivňovat (Schaaf a Hüttl 2006). Na přípravách a vyhodnocování projektů vápnění se kromě vlastníků a Ministerstva zemědělství podílejí také Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský a Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. Všechny lokality vybrané pro vápnění jsou schvalovány orgány ochrany přírody.

Po technické stránce je plošné vápnění prováděno prakticky výhradně letecky – plošníky i vrtulníky. Výhodou je možnost rovnoměrné aplikace na poměrně rozsáhlém území s minimální mechanickou zátěží pro lesní půdy. Určité omezení spočívá v tom, že meliorační materiál je dodáván pouze na půdní povrch, respektive na povrch nadložního humusového horizontu. Pozemní mechanické či pneumatické rozmetání vápence vyžaduje kromě speciální techniky dobré zpřístupnění terénu a není je možné využít v hustších středně starých porostech. V Sasku je využíváno pouze na cca 5 % vápněných ploch. Manuální aplikace byla ve větším rozsahu testována v roce 2001 na LS Litvínov a neosvědčila se z hlediska ekonomického, ani z hlediska kvality práce. Pozemní manuální či technické vápnění menšího rozsahu při rekonstrukci či obnově porostů může být ovšem přínosné. Při využití vhodné mechanizace lze v rýhách či pásech zapravit meliorační materiál přímo do půdy (Kulhavý a kol. 2000, 2001). Mechanické zapravení dolomitu do minerálních vrstev půdy je možné využít také při rekonstrukcích porostů rostoucích na valech, společně s rozhrnováním valů. Jedním z možných způsobů aplikace na lokalitách s méně poškozeným půdním prostředím je rovněž přidávání vápence do jamek při zalesňování.

1.4 Vliv vápnění na lesní půdy a stav minerální výživy

Jak vyplynulo z údajů uvedených v kapitole 1.2, imisní zátěž a další acidifikační tlaky v posledních stoletích vedly k výraznému zhoršení vlastností lesních půd (např. Materna 1986, Jonáš a kol. 1986, Kulhavý a Klimo 1998, Fiala a kol. 2001, Lochman a kol. 2001, 2006, 2008). To se projevuje v různých oblastech, zejména:

- zvýšením kyselosti nadložního organického horizontu i pod ním ležících horizontů minerálních, v řadě případů i celého půdního profilu;
- ochuzením půd o bazické biogenní prvky, zejména o vápník, hořčík a draslík vlivem jejich vyplavování z půdního profilu;
- uvolňováním potenciálně toxických iontů hliníku a manganu do sorpčního komplexu půd;
- zvyšováním obsahu dusíku v půdě a následným narušením rovnováhy ve výživě rostlin.

Z výsledků současných šetření je zřejmé, že samovolná regenerace půdního prostředí v současné době není možná (Lochman a kol. 2006). Spad kyselých látek, zejména dusíku (obr. 1.6), stále přesahuje hodnoty kritických zátěží, v lesních půdách není dostatečná zásoba vápníku, která by mohla být postupně uvolňována zvětráváním (Šrámek a kol. 2013) a v řadě oblastí dochází k poškození smrkových porostů spojenému s nedostatečnou výživou hořčíkem a dalšími bazickými prvky (Novotný a kol. 2008, Šrámek a Novotný 2013). Současné tendence k maximálnímu využití dřevní hmoty v hospodářských porostech (včetně využití biomasy těžebních zbytků) představují tlak na zvýšení odběru bazických látek z ekosystémů (Novotný a kol. 2012). Také přeměna druhové skladby lesů ve prospěch přírodě bližších a ekologicky stabilnějších listnatých či smíšených porostů je často podmíněna úpravou půdních vlastností, neboť listnaté dřeviny jsou obecně náročnější na výživu bazickými prvky (Němec 1938, Šrámek a kol. 2009).

Vápnění je pouze jedním z prostředků chemické meliorace* lesních půd. Oproti hnojení představuje pouze nepřímé opatření (Podrázský 2003), jehož cílem je především dlouhodobá úprava půdního chemismu (Materna, Skoblík 1988, Podrázský 1991):

- kompenzace účinků kyselého spadu – odstínění depozice,
- snížení extrémní kyselosti lesních půd,
- zamezení vyplavování živin z půdy,
- snížení přístupnosti toxického hliníku a manganu,
- doplnění zásob vápníku a hořčíku v lesní půdě,
- zlepšení půdní biologické činnosti.

* Lesnickými melioracemi jsou nazývána opatření, která vedou ke zlepšení stavu půd, především na lokalitách kde došlo působením vnějších činitelů ke snížení jejich produkčních vlastností. Základními typy meliorací jsou meliorace biologická (zlepšení půdních podmínek výsadbou vhodných melioračních dřevin), meliorace chemická (vápnění a hnojení lesních půd) a lesotechnické meliorace, které upravují vodní režim půdy a pod které spadá i hrazení bystřin a problematika protipovodňové ochrany na malých lesních tocích.

Tyto příznivé efekty na lesní půdu by se měly projevit ve zlepšení výživy lesních porostů, usnadnění jejich obnovy, zvýšení stability, vitality a odolnosti, posílení přirozeného zmlazení či vnášení a udržení cenných listnáčů (Bressem a Münden 1998). Přes všechny tyto potenciální pozitivní účinky je vápnění umělým technologickým postupem, který má řadu omezení, jež je nutné si při jeho přípravě uvědomovat. Přestože cílem zásahů je zlepšit půdní prostředí jako celek, technologicky jsme schopni vápenec aplikovat pouze na povrch půdy. Zde se dostává do styku s nadložním organickým materiálem – humusovou vrstvou, která má velkou pufrační schopnost. Z tohoto důvodu dochází ke změnám v hlubších vrstvách půdy s poměrně výrazným zpožděním (Kulhavý 2002, Meiwes 2002). Zároveň nelze použít příliš vysoké dávky vápence, nebo jeho reaktivní formy (vápno), protože by mohly vést ke skokovému zvýšení pH, a tím k narušení biologických procesů, které ve svrchních vrstvách půdy probíhají. Aplikace je tedy nutné provádět při dobré znalosti stavu půd i lesních porostů v ošetřované oblasti a v bezpečných dávkách. V případě vysoké potřeby je lépe v dostatečném časovém rozestupu zhruba pěti let vápnění několikrát opakovat (Materna a Skoblík 1988, Materna 1963). Účinek vápnění se obvykle projevuje v období 10 let od aplikace (Podrázský a Ulbrichová, 2002), pro minerální horizonty je to obvykle 10–15 let (Kuneš a Podrázský 2003a, Podrázský 2006). Některé účinky jsou ovšem poměrně rychlé, zvláště v oblastech s kritickým nedostatkem bazických prvků. Např. Šrámek a kol. (2003) dokládají, že v oblasti Horní Blatné se významně zlepšila výživa smrkových porostů hořčíkem již dva roky po provedení leteckého vápnění.

Možné negativní dopady povrchové aplikace vápence zčásti odpadají, je-li materiál zapracován přímo do půdy. Pozitivní účinky vápnění při aplikaci do jamky při zalesňování dokládá např. Kuneš (2003). V těchto případech nejde o komplexní revitalizaci půdního prostředí, primárním cílem je rychlé odrůstání dřevin buřeni a rychlejší tvorba porostního zápoje (Kuneš a kol. 2006). Na nepříznivých stanovištích ovšem může dojít k tomu, že kořeny z jamky neprorůstají do okolního nepříznivého prostředí, dochází k jejich deformacím a u porostů středního věku k vývratům (Tesař 1986). Jinou možností je pruhové či plošné zapracování vápence do půdy použitím speciální mechanizace (Kulhavý a kol. 2000, 2001). Obě zmíněné technologie je však pochopitelně možné použít pouze při obnově lesních porostů.

Snížení půdní kyselosti

Snížení půdní kyselosti je dáno reakcí kalcitu ($CaCO_3$), případně dolomitu ($CaMg(CO_3)_2$) s volnými protony (H^+). Kreutzer (1995) uvádí, že pro neutralizaci okyselení, ke kterému došlo v západní části Německa od roku 1850, by bylo nutné (v průměru) aplikovat dávku 20 tun vápence na hektar. Zároveň předpokládá, že k „rozpuštění“ obvyklé dávky 4 tun na hektar dochází, při tehdejší kyselosti srážek, zhruba za šest let. Reálný efekt zásahu je dán typem použité vápenaté látky a jeho zrnitostí (Czerney a Mai 1970, Erstad a kol. 1993, Musil a Pavlíček 2002). Při aplikacích vápnitého dolomitu na silně kyselých půdách v provoz-

ních dávkách 2–5 t.ha^{-1} dochází obvykle v humusovém horizontu ke snížení kyselosti o 0,3 až 0,7 stupně pH* v krátkodobém horizontu zhruba dvou let od zásahu (Podrázský 1991, Klimo a Vavříček 1991, Wanner a kol. 1994, Šrámek a kol. 2003, 2006). Vliv vápnění je nejprve omezen pouze na humusovou nadložní vrstvu. V období dvou až pěti let po zásahu jsou změny pH v humusové vrstvě obvykle již méně výrazné, začínají se však postupně projevovat v minerální půdě – ovšem pouze ve svrchních horizontech do hloubky 10–30 centimetrů (Spellmann a Meiwes 1995, Meiwes 1995). Ovlivnění minerální půdy a postup do hlouběji položených půdních horizontů je výrazně ovlivněn vlastnostmi nadložního organického horizontu (Lochman a Šebková 1998). V některých případech nebyl v krátkodobém horizontu vliv vápnění na pH minerální půdy vůbec prokázán (Peřina a Podrázský 1988, Klimo a Vavříček 1991, Podrázský 1993b). Často však lze dokladovat pozitivní vliv vápnění na snížení kyselosti svrchních půdních vrstev v období deseti či více let po vápnění (Borůvka a kol. 2005, Slodičák 2005, Lomský a kol. 2012).

Zvýšení obsahu bazických prvků

V současné době je pro vápnění lesů používán vápnitý dolomit s poměrně vysokým obsahem hořčíku (Šrámek 2005), jehož nedostatek významně ovlivňuje zdravotní stav lesních porostů (Zöttl 1985, Hüttl a Schaaf 1997). Do ekosystému se tak dostávají dvě základní bazické živiny – vápník a hořčík, které se z dolomitu postupně uvolňují a zvyšují zásobu bazických kationtů v sorpčním komplexu (Matzner 1985). Stejně jako u pH je u obou těchto prvků efekt vápnění patrný nejprve v humusu a teprve se zpožděním se posouvá do hlubších vrstev půdy. Přístupný hořčík se z vápence uvolňuje rychleji a ovlivňuje hlubší půdní horizonty výrazněji než vápník (Kreutzer 1995, Fiala a kol. 2011, Šrámek a kol. 2012). Starší práce zaměřené na výživu porostů upozorňují, že při dodávání vyšších obsahů vápníku do zemědělských či lesních půd může být narušena výživa dalšími prvky – zejména draslíkem (Němec 1938, 1956). V případě vápnění acidifikovaných půd běžnými dávkami (3-5 t.ha^{-1}) nebyl antagonismus v příjmu Ca a K podle nám dostupných informací pozorován (Fiala a kol., 2011). V prvních letech po vápnění naopak obvykle dochází ke zlepšení dostupnosti draslíku, který je lépe uvolňován z humusové vrstvy (Menšík a Kula 2011, Šrámek a kol. 2012). Další významnou živinou je fosfor. Ten je v silně kyselých půdách pevně vázán ve sloučeninách s železem a hliníkem a je pro rostliny málo přístupný, při vysokých hodnotách pH (>6) může být naopak blokován v karbonátových sloučeninách (Binkley 1986, Hisinger 2001, Lomský a kol. 2011). Proto se předpokládá, že na acidifikovaných lokalitách by se výživa tímto prvkem měla při snižování kyselosti lesních půd zlepšovat. V některých případech byla po vápnění prokázána zlepšená výživa fosforem (Pampe a kol. 2004), jiní autoři naopak dokládají snížení dostupnosti tohoto prvku (Huber a kol. 2006). Podle šetření ÚKZÚZ (Samek a kol. 2011) dosahovala půdní voda na vápněném stanovišti hodnot od pH 5 do pH 6, při

* Hodnota pH charakterizující kyselost či zásaditost látek je definována jako záporně vzatý logaritmus vodíkových iontů. Logaritmické měřítko této stupnice znemožňuje jednoduché srovnání posunu hodnot pH. Pro stanovení pH v půdě se navíc používají různé výluhy, které dávají poněkud odlišné výsledky – pH(H_2O), pH(KCl), pH($CaCl_2$). Uváděné změny je tedy třeba brát velmi orientačně a pouze v oblasti silně kyselého prostředí (pH 3–4)

kterých by mohla být dostupnost fosforu pro rostliny omezena. Průměrná hodnota fosforečnanových aniontů v půdním roztoku byla však ve skutečnosti na vápněných plochách čtyřikrát vyšší (PO_4^{-3} = 0,40 mg.l^{-1}) než na kontrolních lokalitách (PO_4^{-3} = 0,10 mg.l^{-1}).

V případě opakovaných aplikací vápnění je tedy vhodné průběžně sledovat, zda nemůže být narušena výživa dalšími prvky. V rizikových případech je možné vápnění doplnit či nahradit hnojením specifickým pomalu rozpustným hnojivem, nebo použít dolomitický vápenec obohacený o potřebné živiny. Pozitivní účinky aplikace obohaceného dolomitického vápence na výživu lesních porostů dokládá např. studie na LS Kraslice z roku 2003 (Šrámek a kol. 2004).

Snížení koncentrací toxického hliníku

V silně kyselých lesních půdách jsou v sorpčním komplexu bazické kationty nahrazovány ionty hliníku, které jsou pro kořeny rostlin potenciálně toxické (Hutterman a Ulrich 1984, Boudot a kol. 1994). Míru nepříznivosti půdního prostředí lze z tohoto pohledu sledovat podle poměru vápníku a hliníku v půdním roztoku nebo v jemných kořenech dřevin (Cronan a Grigal 1995, Vanguelova a kol. 2005). Dodáním vápníku a hořčíku formou vápnění je hliník ze sorpčního komplexu vytěsňován a toxicita půdy snižuje. Kromě hliníkových iontů klesá i obsah přístupného manganu, který může být rovněž potenciálně toxický. Jako u předchozích parametrů, jsou i v tomto případě nejdříve ovlivněny svrchní půdní horizonty. Efekt v minerální půdě je ale rychlejší než u samotného snižování kyselosti a kvalita půdního roztoku je ovlivněna do hlubších vrstev než samotná minerální půda (Schreffler a Sharpe 2003).

Mineralizace humusové vrstvy a dynamika dusíku

Vápnění kyselých půd obvykle zvyšuje biologickou činnost půdy (Smolander a Mälkönen 1994, Bäckman a Klemedtsson 2003, Rosenberg a kol. 2003), i když výsledný efekt je závislý na řadě dalších faktorů (Lorenz a kol. 2000). Oživením bakteriální činnosti v humusové vrstvě se aktivizuje koloběh živin v ekosystému a dusík i další prvky se snáze dostávají do půdního roztoku ve formách dobře přístupných pro rostliny (De Keersmaeker a kol. 2000, Kulhavý 2000, Kulhavý a Formánek 2001). Při nevhodných vysokých dávkách vápence či hnojení nevhodných lokalit může dojít v humusové vrstvě k výrazným změnám pH, zrychlenému rozkladu humusu a vyplavování živin z půdního profilu (McKie a kol. 2006). Některé případy pro oblast Beskyd a dávky 26 t.ha^{-1} uvádí např. Vavříček (2001). Riziko zrychleného rozkladu humusu a uvolňování dusíku se výrazně zvyšuje na odlesněných plochách a v dosud nezapojených kulturách (Podrázský a Ulbrichová 2002, Saari a kol. 2004, Bäckman a kol. 2003). Zrychlený rozklad humusové vrstvy je závislý mimo jiné na obsahu dusíku, respektive na poměru C/N (Bäckman a Klemedtsson 2003). Je-li C/N nižší než 25, zvyšuje se riziko zrychlené mineralizace humusu a uvolňování nitrátů, které mohou být vyplaveny až do vodních zdrojů. Při vápnění

„obvyklými“ dávkami v rozsahu 2–4 t.ha^{-1} a pod zapojenými porosty dochází spíše ke kvalitativním než ke kvantitativním změnám humusu, což dokládají např. Bauhus a kol. (2004), Nilsson a kol. (2001) či pro oblast Jizerských hor Borůvka a kol. (2005). Ovlivnění kvality vody v tocích bývá pak pouze krátkodobé (Armbruster a kol., 2000). Přímo pro oblast Krušných hor jsou k dispozici výsledky měření kvality vody v nádrži, v přítoku a v pramenech na povodí Große Pyrra, které dokládají v posledních patnácti letech významný pokles nitrátů, přestože bylo povodí opakovaně vápněno dávkami 2,5–4,5 t.ha^{-1} (Franz 2004). Rovněž výsledky Vortelové a kol. (2007) neukazují na vápněných lokalitách v Krušných horách výraznější úniky nitrátů.

Vliv na půdní faunu

Vlivem různých dávek vápnění na půdní živočichy se v Krušných horách podrobně zabýval Kula (2009). Z výsledků vyplývá, že ani dvojnásobné dávky vápnění oproti současné praxi (6 tun na hektar) neohrožují půdní a epigeickou faunu. Pozitivní reakce z hlediska nárůstu početního zastoupení a druhové pestrosti se projevila u žížal, což potvrzují rovněž práce Ehrmana a kol. (2006) nebo Potthoffa a kol. (2008). Mírný pokles se projevil naopak u larev kovaříkovitých, kteří působí jako škůdci na kořenovém systému, a u pancířníků. Celkově lze konstatovat, že vápnění půdní faunu ovlivňuje, dochází však spíše k posunu v jednotlivých skupinách, než k závažnému ovlivnění celkového množství či biodiverzity půdních živočichů (Judas 2002).

Výživa, zdravotní stav a produkce lesních porostů

Změna chemických vlastností půdy způsobená vápněním – zejména snížení kyselosti, zvýšení obsahu bazických prvků a zvýšení poměru Ca/Al – má zpravidla pozitivní vliv na kořenový systém dřevin (Hahn a Marschner 1998, Kakei a Clifford 2002). V případě mykorhiz může docházet k druhovým změnám, kdy jsou acidofilní druhy postupně nahrazovány (Rineau a kol. 2010). Na silně kyselých půdách může mít aplikace vápence na půdní povrch za následek extrémně povrchové rozložení jemných kořenů zejména u smrkových porostů. Ty jsou potom náchylnější k poškození v průběhu suchých období. Na druhou stranu ke stejnému efektu dochází i vlivem samotné acidifikace, kdy se při nízkém poměru Ca/Al vyskytují jemné kořeny prakticky pouze na rozhraní humusu a minerální půdy. V dlouhodobé perspektivě může tento problém vápnění či hnojení porostů spíše vyřešit.

Vápnění dolomitickým vápencem má velmi dobrý vliv na výživu lesních porostů hořčíkem a vzhledem k příznivějšímu půdnímu prostředí bývá většinou pozitivně ovlivněna i výživa dalšími bazickými prvky a někdy i fosforem (Ljungström a Nihlgård 1995, Ingerslev a Hallbäcken 1999, Huber a kol. 2004, Kulhavý a kol. 2009). V porostech, které netrpí nedostatkem živin, se toto zlepšení ovšem nemusí projevit (Vejre a kol. 2001). Obdobné je to u zdravotního

stavu – k výraznému zlepšení dochází zejména u porostů, které vykazovaly zásadní nedostatky v příjmu bazických živin. Velmi dobře je to patrné zejména u smrkových porostů postižených žloutnutím. Obecně se s kvalitou výživy zvyšuje odolnost stromů vůči dalším stresovým faktorům.

Na rozdíl od vlivu na zdravotní stav se pozitivní účinek vápnění na růstu porostů či produkci biomasy zpravidla neprojeví (Ingerslev a Hallbäcken 1999, Sikström 2002, Huber a kol. 2004). Ke zvýšení, nebo spíše regeneraci přírůstu může dojít na silně degradovaných stanovištích (Vejre a kol. 2001, Jonard a kol. 2010), některé studie naopak zaznamenaly pokles přírůstu po vápnění (Binkley a Högberg 1997). Tyto výsledky potvrzují to, co bylo na počátku této kapitoly předesláno. Vápnění lesů je nepřímý typ meliorace, jehož primárním cílem je obnovit kvalitu půdního prostředí, nikoliv zvýšit produkci lesních porostů.

2 Metodika

2.1 Kontroly aplikací vápnění a jejich účinnosti

Pro vápnění prováděné Ministerstvem zemědělství byl vypracován systém několika stupňů kontroly. Za jeho první část lze považovat již samotný výběr jednotlivých lokalit pro vlastní zásah. Současná metodika výběru ploch (Šrámek 2005) zohledňuje nejenom zdravotní stav porostů a stav lesních půd, ale také zájmy ochrany přírody, vodohospodářské funkce lesů a meliorační zásahy provedené v minulosti. Významným podkladem pro výběr a posouzení vhodnosti ošetřovaných lokalit je jejich typologická klasifikace. Ze zásahu jsou vyloučeny rašelinné půdy a místa ohrožená intraskeletovou erozí, omezeno je také vápnění podmáčených či živných stanovišť. Jako jeden z dalších podkladů pro vápnění slouží chemické analýzy půd a asimilačních orgánů dřevin. U půd jsou posuzovanými parametry pH, saturace sorpčního komplexu bazickými prvky, obsahy přístupného vápníku a hořčíku a poměr C/N v humusové vrstvě. V případě asimilačních orgánů jsou rozhodujícím parametrem obsahy vápníku a hořčíku. Dále je u porostů posuzováno jejich zakmenění a věk.

Při samotných aplikacích jsou kontrolovány chemické vlastnosti vápnitého dolomitu, dodržení celkové dávky, rovnoměrnost aplikace a celkové pokrytí ošetřované plochy. Principy kontrol jsou uvedeny v kontrolním řádu, který vždy tvoří součást smlouvy s dodavateli zajišťujícími aplikace vápence. Pro posouzení vlastností použitého dolomitického vápence odebírají zástupci VÚLHM či MZe za účasti dodavatele průběžně vzorky ze skládek na letištích, obvykle jeden vzorek na každých 300 tun materiálu. Každý vzorek je rozdělen na dvě části, z nichž jednu uchovává zhotovitel v zapečetěném obalu (sáčku) (obr. 2.1). U vzorků vápnitého dolomitu je ve zkušebních laboratořích VÚLHM stanoveno zrnitostní složení, obsah Mg, Ca a těžkých kovů. Obvykle požadované vlastnosti dolomitu jsou uvedeny v tabulkách 2.1. a 2.2.

Rovnoměrnost vápnění je posuzována podle zachytávání dolomitu do odběrových nádob. Nádoby o ploše cca 0,2 m^2 se umísťují v rámci vápněných ploch na otevřené lokality, kde není dopad aplikovaného materiálu omezen korunami porostu. Obvyklé je rozmístění devíti nádob do tvaru kříže s rozestupem cca 5 m mezi jednotlivými nádobami. Dodavatel vápnění není předem informován o rozmístění kontrolních nádob. V bezprostřední návaznosti po provedeném zásahu je vápenec z nádob odebrán a je vypočítána hektarová dávka (obr. 2.2). Úplnost zásahu je prováděna pochůzkou – v období několika dnů po vápnění lze pozorovat zrnka vápence na pozemních komunikacích, listech přízemní vegetace, pařezech

Tab. 2.1: Předepsaná zrnitost vysušeného vápnitého dolomitu pro aplikaci v lesních porostech

Maximální obsah frakce [% sušiny]			
>3.15 mm	> 2.0 mm	>1.0 mm	<0.09 mm
1	5	35	35

Tab. 2.2: Minimální obsah $CaCO_3$ a $MgCO_3$ a maximální obsahy těžkých kovů ve vápnitém dolomitu určeném pro aplikaci v lesních porostech

Minimální obsah živin [%]		Maximální přípustný obsah těžkých kovů $mg.kg^{-1}$			
$MgCO_3$	$CaCO_3 + MgCO_3$	As	Cd	Cr/tot	Pb
35	87	10	1,5	50	30

Obr. 2.1: Zapečetěný vzorek vápnitého dolomitu pro kontrolní analýzy obsahu zrnitosti, účinných látek a těžkých kovů *(Foto: R. Novotný)*

Obr. 2.2: Kontrola rovnoměrnosti vápnění

Nádoby jsou obvykle rozmístěny do tvaru kříže o rozměrech cca 20 x 20 m. Pro stanovení dávky vápence v jednotlivých nádobách je nutné provést odběr okamžitě po provedení zásahu, aby část vápence nebyla vyplavena srážkami. Při kontrole úplnosti zásahu je naopak možné provést vizuální kontrolu i několik týdnů po ukončení zásahu - část zachyceného dolomitu vydrží v nádobě dlouhodobě. (Foto: R. Novotný, V. Šrámek)

a podobně. K namátkové kontrole lze rovněž použít stejné odběrové nádoby jako pro kontrolu rovnoměrnosti. V tomto případě bývají instalovány jednotlivě, mohou být i na menších světlinách. Při hodnocení delší dobu po zásahu není možné hodnotit hektarovou dávku, ale stále je dobře znatelné, zda byla plocha vápněna. Ve speciálních případech – například pokud je v blízkosti ošetřovaných ploch chráněné území, jež vápněno být nesmí – lze odběrové nádoby využít i ke kontrole, zda tato lokalita nebyla vápněna.

V případě sporu o to, zda konkrétní území bylo či nebylo vápněno, lze využít rovněž analýzy celkového obsahu vápníku a hořčíku v nadložním organickém horizontu lesních půd (ÚKZÚZ 2009). Pro jednoznačnou vypovídací schopnost je však nutné mít k dispozici výsledky chemických rozborů srovnávacích vzorků odebraných před zásahem. Bez nich jsou výsledky pouze orientační.

Střednědobá účinnosti vápnění je hodnocena na základě opakovaných analýz půdy a asimilačních orgánů. Ty jsou odebírány v intervalu dvou, pěti a deseti let po provedeném zásahu na stejných lokalitách, ze kterých jsou k dispozici údaje z období přípravy zásahů – tedy před vápněním. Výsledky těchto kontrol pro Krušné hory jsou zpracovány v kapitolách 3 a 4.

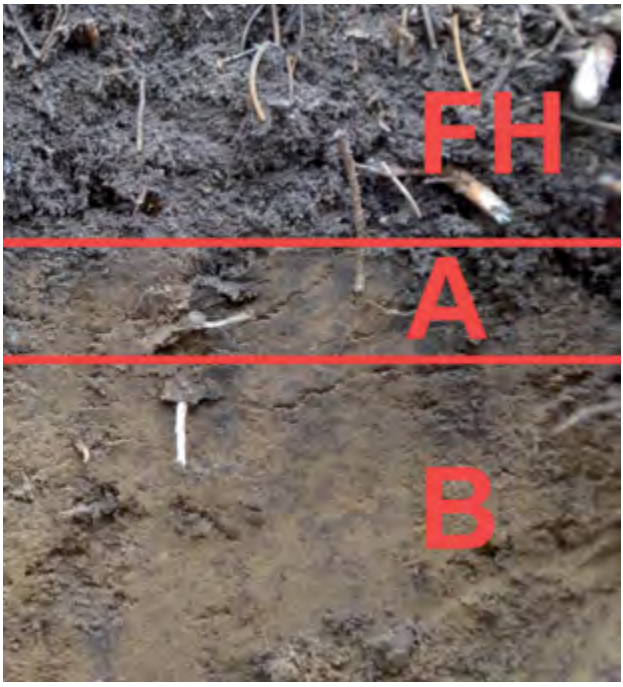
2.2 Odběry vzorků půd a asimilačních orgánů

Na odběrech a analýzách vzorků pro plánování vápnění a střednědobou kontrolu jeho účinnosti se podílejí Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. (VÚLHM), Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) a Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL). Obvyklá hustota průzkumu je jedno odběrové místo lesních půd na cca 100 ha plochy uvažované pro chemickou melioraci. Hustota odběrových míst pro asimilační orgány je – vzhledem k náročnosti odběru jehličí ze stojících stromů – zhruba třetinová. Kromě míst plánovaných pro vápnění jsou opakovaně odebírány rovněž vzorky z kontrolních ploch. Ty byly vylišeny v rozsahu jednoho či několika oddělení (≈70 ha) na většině lesních správ, kde vápnění probíhá. Kontrolní plochy jsou vyjmuty ze všech typů plošné chemické meliorace lesních půd.

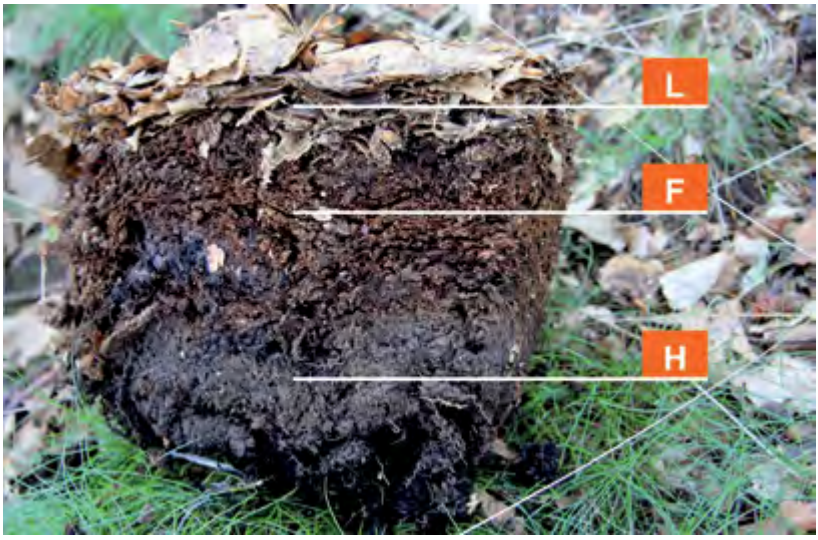
Na každém odběrovém místě jsou v rámci jednoho lesního porostu odebrány na třech místech vzorky povrchového humusu a minerální půdy. Z těchto tří samostatných odběrů je poté vytvořen směsný vzorek k analýze pro každý odebíraný horizont. Odběr zahrnuje následující horizonty (obr. 2.3):

- nadložní organický horizont FH bez čerstvého opadu* (tedy fermentační a humifikační horizont);
- organominerální horizont A – jde o svrchní minerální horizont půdy ovlivněný prostupujícími látkami z nadložního organického horizontu (humusové vrstvy). Horizont se odlišuje tmavým zbarvením a jeho mocnost se pod půdami se surovým humusem obvykle pohybuje v rozmezí cca 1-5 cm;
- minerální horizont B – v těchto odběrech nejde o genetický horizont, ale o minerální vrstvu pod horizontem A do hloubky cca 30 cm.

* Vlastní nadložní organický (humusový) horizont je dále dělen na tři samostatné vrstvy. Subhorizont opadanky L je tvořen rostlinným opadem (listy, jehličí, větvičky) bez výraznějších známek rozkladu. Fermentační subhorizont F obsahuje částečně rozložené organické zbytky, které si do určité míry stále uchovávají původní strukturu. Humifikační subhorizont H je tvořen rostlinnými zbytky v silném stupni rozkladu, jejichž struktura je již zcela přeměněna (obr. 2.4).



Obr. 2.3: Odběrové horizonty půdy při kontrole střednědobé účinnosti vápnění



Obr. 2.4: Subhorizonty nadložní organické vrstvy půdy: *L – subhorizont opadu, F – subhorizont fermentační, H – subhorizont humifikační*

Odběry asimilačních orgánů většinou probíhají ve smrkových porostech. Je tomu tak z několika důvodů:

- v oblastech s nedostatkem bazických prvků smrky v druhové skladbě lesa obvykle zcela dominují;
- u smrku jsou dobře známy a ověřeny hranice limitních obsahů živin v jehličí;
- u stálezelených jehličnanů lze provádět odběry jehličí i v pozdních podzimních měsících, zatímco u opadavých dřevin je období vhodné k odběru listů pro chemické analýzy poměrně krátké.

Odběry jehličí se obvykle provádějí na stejných místech jako odběry půdy nebo v jejich blízkosti. Preferovány jsou však středně staré porosty a mlaziny, kde se lze snáze dostat do korun stromů než v dospělých porostech. Odebírány jsou větve z horní, osluněné části korun, optimálně ze 4.–6. přeslenu. Pro chemické analýzy jsou připravovány směsné vzorky zvlášť pro první (nejmladší) a pro druhý ročník jehličí. Pro každý vzorek je třeba odebrat větve minimálně z pěti stromů ve středně starých porostech nebo z deseti stromů v mlazinách.

2.3 Laboratorní analýzy

Odebrané vzorky půd jsou analyzovány v laboratořích VÚLHM a ÚKZÚZ. V půdních vzorcích je stanovena půdní reakce – aktivní pH(H_2O), případně výměnné pH ve výluhu 1M KCl, a celkové obsahy uhlíku, dusíku a síry elementární analýzou. Do roku 2005 byly stanovovány obsahy dusíku kjehldalizací spektrometricky a obsahy oxidovatelného uhlíku jodometrickou titrací po oxidaci chromsírovou směsí. Oba typy stanovení by měly být s výjimkou karbonátových půd srovnatelné. Obsahy přístupných prvků jsou ve VÚLHM stanovovány ve výluhu chloridem amonným a celkové obsahy prvků ve výluhu lučavkou královskou s následným spektrofotometrickým stanovením na ICP OES. V ÚKZÚZ je pro stanovení přístupných živin používán výluh v činidle Mehlich III a pro celkový obsah živin výluh kyselinou dusičnou. Účinnost těchto výluhů byla v minulosti srovnávána Záhornadskou (2002) se závěrem, že pro bazické kationty lze výsledky obou metod považovat za srovnatelné.

Analýzy obsahu živin v jehličí probíhají po jeho mineralizaci v mikrovlnné pícce s následným stanovením spektrofotometricky na ICP OES.

2.4 Statistické zpracování

Data zahrnutá do vyhodnocení byla v první fázi podrobena průzkumové analýze. Důležitým krokem bylo testování normality a hledání extrémů v hodnotách – ty byly následně prověřeny, zda se jedná o reálné hodnoty. Vzhledem k tomu, že normalita byla ve většině případů provedeným Kolmogorov-Smirnovým testem zamítnuta, byly pro další práci s daty používány neparametrické metody testování. Z tohoto důvodu jsou také pro základní popis dat používány robustní charakteristiky (medián, kvartily), které zohledňují nesymetričnost rozložení dat a dávají přesnější informaci o střední hodnotě a dalších vlastnostech souboru dat.

Z neparametrických statistických metod byl pro hodnocení rozdílů mezi západní a východní částí Krušných hor použit Mann-Whineyův U test. Pro testování rozdílů mezi odběry před vápněním a v intervalu 2, 5 a 10 let po vápnění byla použita Kruskal-Wallisova ANOVA a mediánový test, včetně vícenásobného oboustranného porovnávání *p* a *z* hodnot. Graficky jsou data zobrazena pomocí krabicových grafů.

3 Vápnění v oblasti západního Krušnohoří

Krušné hory tvoří jednu přírodní lesní oblast (PLO 01). Je pro ně charakteristický protáhlý tvar ve směru od jihozápadu na severovýchod s délkou 180 km a šířkou pohybující se od 6 do 20 km. Vzhledem k odlišnostem přírodních podmínek – zejména geologických, různé historii imisní zátěže i rozdílnému stavu lesních porostů je obvyklé rozdělovat toto pohoří na západní a východní část. Přirozenou hranicí mezi oběma oblastmi je nejvyšší vrchol Krušných hor Klínovec s nadmořskou výškou 1 243 m n. m. Západní část Krušných hor je výrazně členitější než východní. Nadmořské výšky se nejčastěji pohybují v rozmezí od 600 do 700 m n. m. Významně se zde uplatňují polohy nad 900 m n. m. (29 %). Polohy pod 700 m n. m. zaujímají 48 % rozlohy.

Geologicky je západní část pohoří označována jako Krušnohorský pluton. Ten je přítomen v podloží celého pohoří, na povrch však významně vystupuje právě v jeho západní části jako tzv. Nejdecký či Blatenský masiv, tvořený především žulami - granity. Nejrozšířenějšími typy jsou biotitické a dvojslídné žuly. Další významnou skupinou západního Krušnohoří je skupina fylitová. Jedná se o fylity s různým mineralogickým složením a různým stupněm přeměny, převažují albitické a grafitické fylity. V okolí Kraslic a Horní Blatné se místy vyskytují i žilné porfyry se zrudněním, pro oblast Rýžovny a Rotavy jsou charakteristické zbytky tercierních pánevních sedimentů. Přechod mezi východním a západním Krušnohořím tvoří skupina Klínovce. Zde jsou typickými horninami dvojslídné a muskovitické svory místy přecházející do kvarcitických svorů až kvarcitů. V Jáchymovské sérii jsou i bohatě zrudněné žilné porfyry a další přidružené horniny a minerály.

Na horninách přirozeně chudých na bazické prvky se v západním Krušnohoří vyvinuly kyselé a chudé půdy. Ve vrcholových oblastech mezi Kraslicemi a Klínovcem převládají kryptopodzoly a podzoly, v nižších částech pohoří pak kambizemě dystrické, případně oligotrofní a podzolované (Kozák 2009). V blízkosti Božího Daru, Rýžovny a Přebuzi se vyskytují významné lokality s organosoly – zrašelinělými půdami. Ty jsou součástí chráněných území NPR Božídarské rašeliniště, PR Rýžovna a NPR Rolavská vrchoviště. Z hlediska kyselosti a obsahu živin jsou půdy v západním Krušnohoří méně příznivé než ve východní části Krušných hor. To je dáno jednak geologickým podložím, jednak tím, že v období vrcholící imisní kalamity zůstaly na většině území západního Krušnohoří zachovány dospělé smrkové porosty. Pod nimi byl výrazně vyšší spad kyselých látek než na imisních holinách nebo v porostech náhradních

* Ekologická řada představuje soubor stanovišť s podobnými půdními podmínkami. Lesnická typologie definuje řady živnou, kyselou, extrémní, obohacenou humusem, obohacenou vodou, oglejenou, podmáčenou a rašelinnou. Podrobnější členění dělí stanoviště do jednotlivých edafických kategorií s podobnými vlastnostmi půd ve vztahu k výživě rostlin.

dřevin (viz kapitola 1.1, obr. 1.4). Z hlediska lesnické typologie převládá kyselá řada* ve vyšších lesních vegetačních stupních (LVS). Na náhorních plošinách převažuje vegetační stupeň bukových smrčin (7. LVS), na svazích pak stupeň smrko-bukový (6. LVS) a v nižších polohách jedlo-bukový (5. LVS). V užších sevřených údolích dochází ke zvratu vegetačních stupňů (Plíva a Žlábek 1986). V dřevinné skladbě výrazně dominuje smrk ztepilý, z listnatých dřevin je výrazněji zastoupena bříza či olše. Významná část západního Krušnohoří je zahrnuta do soustavy Evropsky významných lokalit NATURA 2000 pod názvem Krušnohorské plató (11 780 ha).

3.1 Historie vápnění v západním Krušnohoří

Západní část Krušných hor nebyla v minulosti tak výrazně zatížená imisemi a na lesních porostech se neprojevovalo tak intenzivní poškození oxidem siřičitým jako v hřebenových partiích od Klínovce na severovýchod. V 70. a 80. letech 20. století zde došlo pouze na několika lokalitách k plošným exhalačním těžbám a vzniku imisních holin. Rovněž chemická meliorace půd zde byla prováděna pouze v omezené míře. V 80. letech byla vápněna část porostů ve vrcholových polohách na lesních správách Kraslice a Horní Blatná s použitím dávky cca 2,5 $t.ha^{-1}$.

Na konci 90. let tu opakovaně došlo k výraznému žloutnutí smrkových porostů (obr. 3.1). Tento typ poškození zde byl znám již z minulosti. V roce 1999 však již nebyla během vegetačního období pozorována regenerace postižených porostů, starší ročníky jehličí naopak postupně zasychaly a opadávaly. Na nejhůře postižených lokalitách v polesí Milíře u Přebuzi, nebo v blízkosti Jelení (LS Horní Blatná) docházelo k odumírání jednotlivých stromů, někde i celých skupin nebo porostních stěn. Průzkum výživy porostů prokázal na 80 % odebraných vzorků kriticky nízkou úroveň výživy hořčíkem, v řadě případů byly zjištěny obsahy Mg ve starších jehlicích na hranici fyziologického minima (≈350 $mg.kg^{-1}$). Vážná situace v západním Krušnohoří a v Orlických horách iniciovala vznik usnesení vlády ČR 532/2000, které mj. uložilo ministru zemědělství zajištění finančních prostředků na vápnění a hnojení v těchto oblastech. Již v roce 1999 zahájily Lesy České republiky, s.p., první aplikace vápence v této oblasti s příspěvkem programu Phare (1999–2000), od roku 2000 byly realizovány i zásahy financované Ministerstvem zemědělství (Balek a kol. 2001). Výběr ploch pro vápnění probíhal podle nové metodiky, která se opírala o chemické analýzy půd a asimilačních orgánů (jehličí) a využívala systém lesnické typologie. Používán byl výhradně dolomitický vápenec s vysokým obsahem hořčíku v dávce 3 tuny na hektar. Aplikace byly prováděny letecky – plošníky a vrtulníky. V letech 2000–2002 byly v nejvíce postižených porostech prová-

děny rovněž aplikace kapalných hnojiv s cílem rychlého dodání živin formou listové výživy (tab. 3.1, obr. 3.2). Tímto způsobem je možné doplnit zásoby živin v jehličí výrazně rychleji než při vápnění, proto byly zásahy prováděny především v mladších a středně starých porostech, tam, kde hrozil jejich postupný rozpad (Šebková a kol. 2001, Lomský a kol. 2006). Samotný postřik je ovšem technologicky i finančně poměrně náročný – odpovídající dávku je nutno aplikovat na ještě nerašící, nebo naopak již z části vyzrálé letorosty za vhodného počasí a ve dvou až třech opakováních s odstupem několika týdnů. Přitom celkové množství dodaných bazických živin je řádově menší než u vápnění. Při zásazích byla využívána kapalná hnojiva MgNsol, MgSsol, LamagMo, MgFol-Quick a MgFol-Retard od různých výrobců. V následujících letech byly testovány plošné aplikace pomalu rozpustných sypkých hnojiv Silvamix® bez dusíku s různými obsahy bazických prvků a fosforu o dávce 300 kg.ha^{-1}. Tato hnojiva byla úspěšně testována i v menším měřítku na pokusných plochách (Podrázský a kol. 2002). Od roku 2003, kdy bezprostřední riziko rychlého odumírání lesa již pominulo, bylo dále využíváno jenom vápnění (tab. 3.2), pouze na LS Kraslice bylo v roce 2003 provedeno vápnění dolomitickým vápencem obohaceným o další živiny (Šrámek a kol. 2004).

Obr. 3.1: Žloutnutí mladých i dospělých smrkových porostů v západním Krušnohoří v roce 1999 *(Foto: V. Šrámek)*

Tab. 3.1: Plochy hnojení v západním Krušnohoří v letech 2000–2002 [ha]

	2000	2001	2002
plocha	523	446	725

Hnojení probíhalo pouze v lesích spravovaných LČR, s. p.

Tab. 3.2: Plochy vápnění v západním Krušnohoří od roku 2000 [ha]

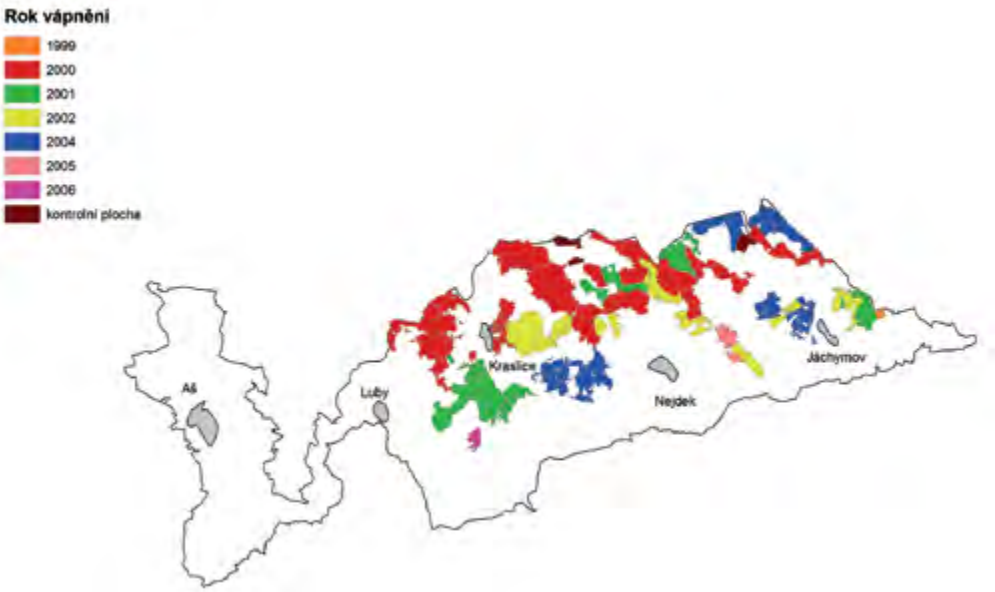
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
LS Kraslice	1 743	1 821	1 281	-	1 279	-	148			
LS H. Blatná	1 577	1 073	1 262	-	1 298	233				
LČR celkem	3 320	2 894	2 543	-	2 577	233	148	-	-	-
ML Kraslice	400	194	-	-	-	-				
OL Boží dar	105	-	-	-	-	-				
ML Jáchymov	-	428	544	-	807	-				
ostatní vlastníci celkem	505	623	544	-	807	-	-	-	-	-
západní Krušnohoří celkem	3 825	3 517	3 086	-	3 384	233	148	-	-	-

Obr. 3.2: Hnojení poškozených porostů kapalným hnojivem LamagMo – Horní Blatná, Bučinská cesta 12. 7. 2001 *(Foto: R. Novotný)*

3.2 Účinnost vápnění v západním Krušnohoří

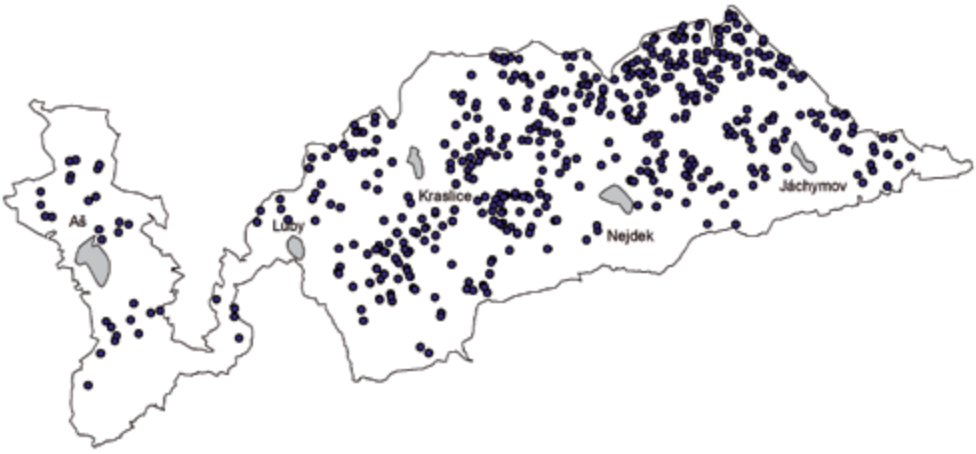
Při přípravě projektů chemické meliorace a jejich kontrole byly provedeny odběry lesních půd ze 497 lesních porostů (obr. 3.4). Opakované odběry probíhaly nejen na vápněných plochách, ale rovněž na kontrolních lokalitách bez vápnění, které byly založeny na LS Kraslice i LS Horní Blatná (obr. 3.3). Změny chemismu lesních půd po dvou, pěti i deseti letech od vápnění byly pro oblast západního Krušnohoří zpracovány v řadě publikací (Fiala a kol. 2005, Šrámek a kol. 2003, 2006a, 2006b, 2012).

Lesní půdy v západním Krušnohoří jsou výrazně kyselé. V období před vápněním se aktivní pH(H_2O) většiny ošetřovaných i kontrolních lokalit pohybovalo v hodnotách od 3,6 do 4,3 – tedy v oblasti silně kyselé (hodnotu pH 3,5 má např. šťáva z pomeranče). Přitom nejvyšší kyselost byla zjištěna v horizontu A na přechodu organické a minerální části půdy půdních profilů (3,6–3,8). Letecké vápnění dodává účinné látky na povrch lesní půdy – k nejvýraznějším změnám tedy dochází v nadložním organickém horizontu. Rizika vápnění a chemických meliorací obecně jsou spojená s tím, že při použití nevhodného silně reaktivního materiálu, jako je čisté vápno, nebo příliš vysokých dávek (>9 $t.ha^{-1}$) může dojít k razantním



Obr. 3.3: Přehled ploch vápněných v západním Krušnohoří

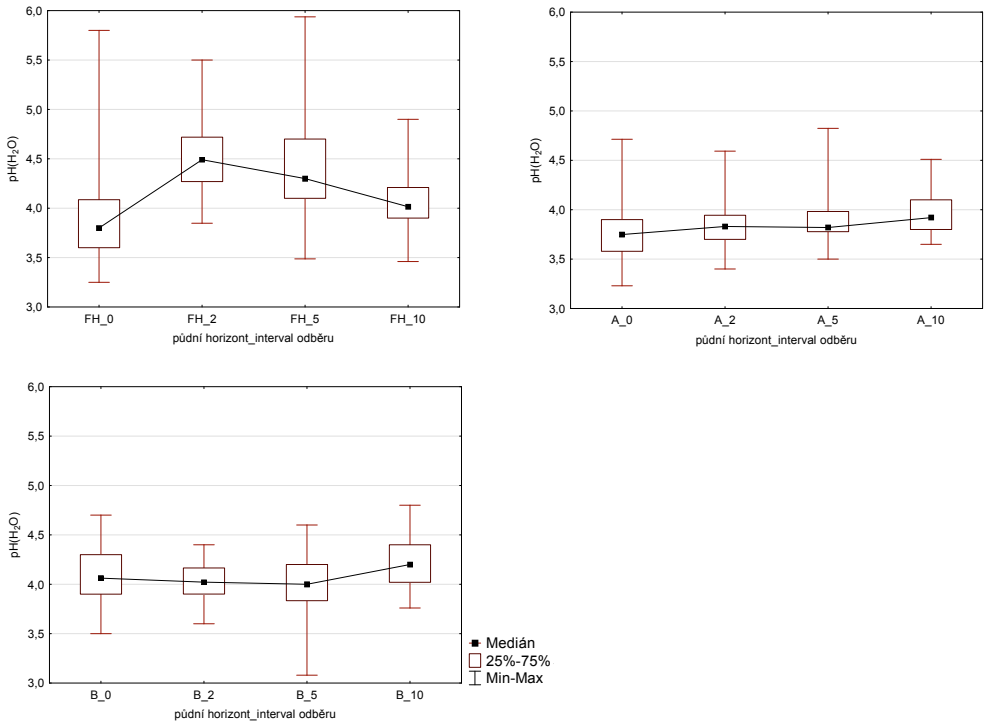
změnám spojeným s výrazným ovlivněním půdní biologické činnosti, rychlým rozkladem nadložního organického materiálu, uvolněním dusíku a dalších živin a jejich vyplavením z půdního profilu. Na chudých a acidifikovaných stanovištích přitom nadložní organický horizont představuje hlavní zásobu živin pro lesní dřeviny, takže příliš rychlé změny půdní reakce nejsou žádoucí. Jak vyplývá z obr. 3.5, dva roky po vápnění se střední hodnota aktivního pH nadložního organického horizontu (FH) posunula z 3,8 na necelých 4,5, tedy na hranici silně kyselé a středně kyselé půdy. Ke skokové změně nedošlo a nezvýšila se ani celková variabilita rozpětí kyselosti humusu. Ta je ostatně do značné míry dána proměnlivostí této veličiny v prostoru a v čase – kyselost půdy se může do určité míry lišit podle toho, na jakém konkrétním místě a v jakém ročním období je půda odebírána. V období pěti let od vápnění se kyselost opět mírně zvyšuje, střední hodnota pH je zhruba 4,3. Nadložní organický horizont má pět let po vápnění stále signifikantně vyšší pH než před zásahem. Po dalších pěti letech pH dále klesá na střední hodnotu zhruba 4,0. Ta je stále vyšší než byla před vápněním, ale rozdíl již není statisticky významný ($p = 0,0998$). V přechodném organominerálním horizontu A jsou změny v kyselosti méně výrazné. Dva roky po vápnění stoupá pH ze střední hodnoty 3,75 na 3,8 a tato změna není statisticky významná. Pět let po vápnění se střední hodnota nemění, ale vzhledem ke změnám ve variabilitě celého souboru odebraných vzorků už můžeme posun hodnotit jako významný. Další pokles kyselosti půdy a nárůst střední hodnoty pH na 3,9 můžeme pozorovat deset let od vápnění. Je tedy zřejmé, že efekt zásahu se postupně posouvá do minerální části půdního profilu. V hlubší části půdy do cca 30 cm, označené jako „horizont“ B dochází ke statisticky prokazatelnému snížení půdní kyselosti až deset let po vápnění. Přitom změna není nijak výrazná, jde o necelé dvě desetiny – ze 4,0 na 4,2.



Obr. 3.4: Odběrová místa půdních vzorků v západním Krušnohoří

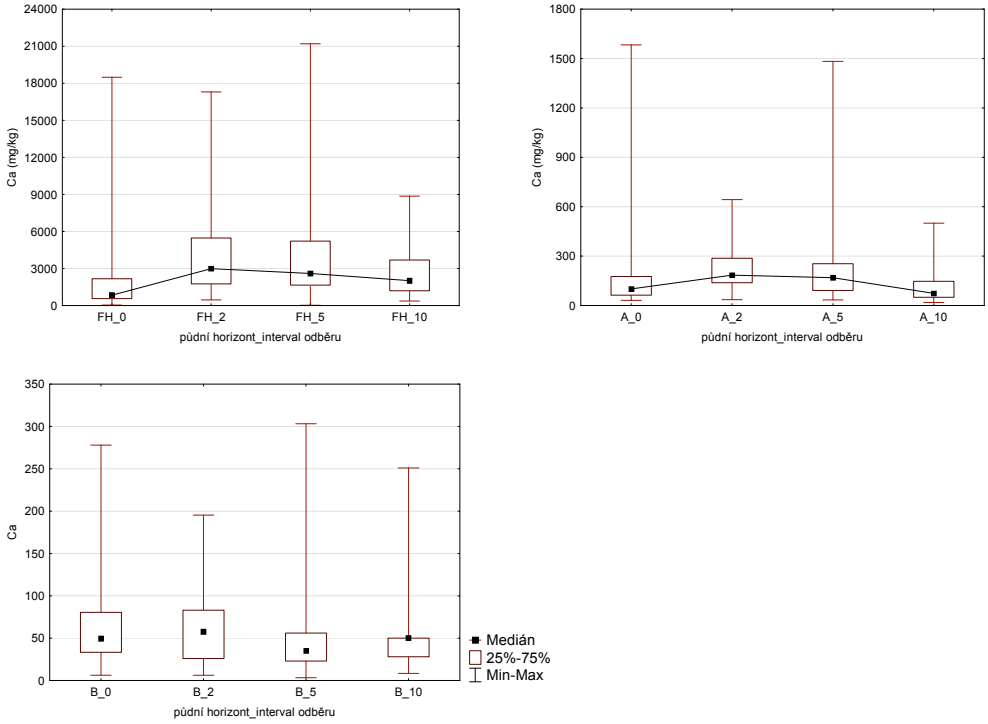
Vápník a hořčík jsou prvky, které při vápnění přímo doplňujeme do půdy. Je tedy zřejmé, že přinejmenším ve svrchních vrstvách půdního profilu lze očekávat jejich nárůst. Při současných podmínkách kladených na používaný vápnitý dolomit a celkové dávce 3 $t.ha^{-1}$ se na každý metr čtvereční vápněné plochy dostane v průměru alespoň 30 g hořčíku a 75 g vápníku. Reálné hodnoty jsou pochopitelně variabilní, protože spad vápence je kromě použité rozmetací techniky ovlivněn v případě leteckých aplikací také prostupem korunovou vrstvou porostů i přízemní vegetací. Výše uvedené prvky jsou navíc do půdního prostředí uvolňovány pozvolně, přičemž rychlost jejich vstupu do forem přístupným rostlinám závisí do značné míry na zrnitostním složení a mechanických vlastnostech dolomitu (Musil a Pavlíček 2002). Obsahy přístupného vápníku a jejich vývoj v období dvou, pěti a deseti let po vápnění jsou znázorněny na obrázku 3.6.

Na počátku je vhodné uvést, že obsahy živin v humusových látkách nadložní organické vrstvy FH jsou řádově vyšší než v minerální půdě. Pocházejí totiž z rostlinného materiálu – listů, jehličí a ostatních biologických zbytků v různém stupni přeměny. Tím jsou dány vysoké



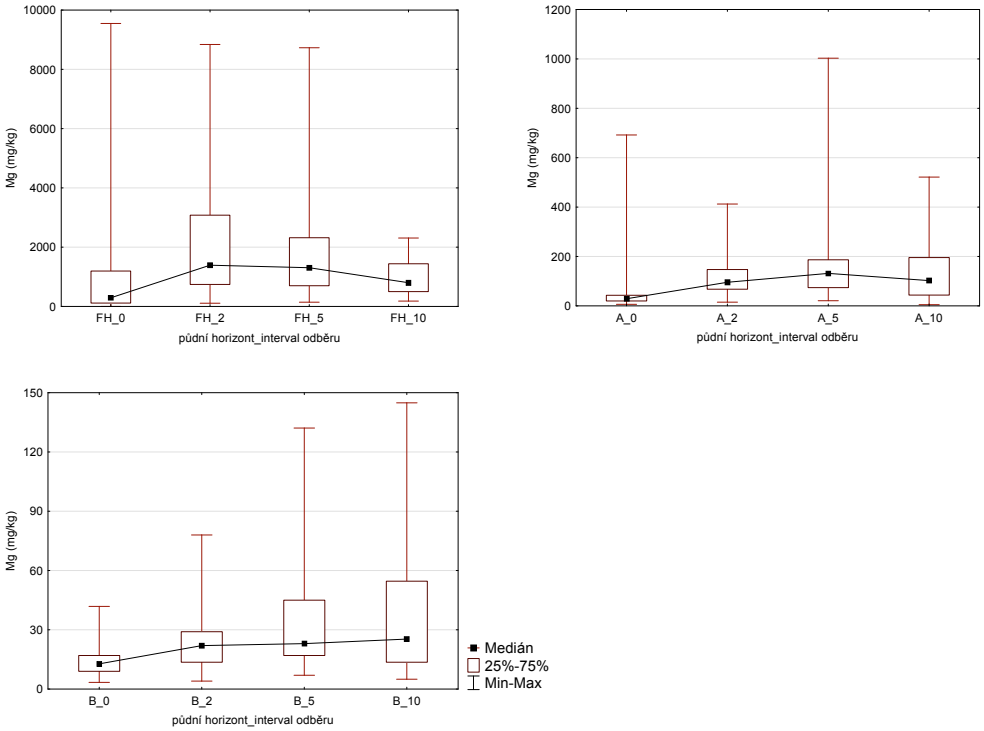
Obr. 3.5: Vývoj pH(H_2O) před aplikací (_0) a v období dvou (_02) pěti (_05) a deseti (_10) let po vápnění v humusové vrstvě (FH), humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B)

obsahy živin i jejich vysoká proměnlivost v tomto půdním horizontu. U přístupného vápníku je patrné, že v období před vápněním se střední hodnota vápníku v humusu pohybovala kolem 700 mg.kg^{-1}, ve čtvrtině vzorků však přesahovala hodnotu 2 000 mg.kg^{-1}. Dva roky po vápnění obsahy vápníku významně stouply – střední hodnota byla téměř trojnásobná. Při následujících odběrech v intervalu pěti a deseti let po zásahu postupně klesala. Deset let po zásahu je medián obsahu přístupného Ca v humusové vrstvě 2 000 mg.kg^{-1} a tato hodnota je stále signifikantně vyšší než před vápněním. Svrchní horizont minerální půdy A je také do jisté míry ovlivněn organickými látkami z nadložního organického horizontu, přesto jsou zde zásoby přístupných živin již výrazně nižší. Obsah Ca byl ve většině vzorků odebraných před vápněním pod hranicí deficitu (140 mg.kg^{-1}). Dva roky i pět let po vápnění je situace významně lepší se středními hodnotami obsahu Ca blížícími se 200 mg.kg^{-1} (což je stále ještě nízký obsah Ca). Po uplynutí deseti let již je situace obdobná jako před vápněním. V hlouběji ležící minerálním vrstvě půdy B pak nebyly z hlediska obsahu přístupného Ca po vápnění zjištěny žádné změny.



Obr. 3.6: Vývoj obsahu přístupného vápníku před aplikací (_0) a v období dvou (_02) pěti (_05) a deseti (_10) let po vápnění v humusové vrstvě (FH), humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B)

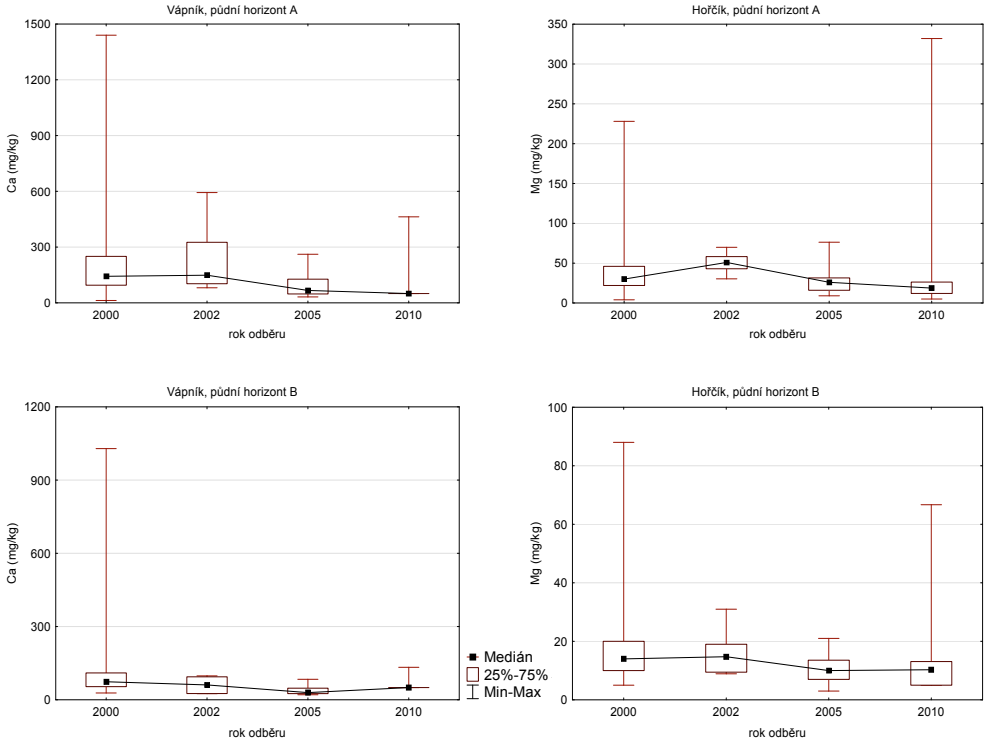
Hořčík je prvkem, jehož ovlivnění vápněním nás velmi zajímá, neboť žloutnutí porostů bylo spojeno především s kritickým nedostatkem tohoto prvku v jehličí. Hořčík tvoří centrum molekuly chlorofylu – zeleného listového barviva. V rostlinných pletivech i v ekosystému obecně je výrazně pohyblivější než vápník, rostliny ho mohou do jisté míry přesouvat mezi různě starými vegetačními orgány, může být ale i vyplavován přímo z listoví vlivem kyselých srážek. Změny obsahu přístupného hořčíku v nadložním humusovém horizontu (obr. 3.7) jsou velmi podobné tomu, co jsme mohli sledovat u vápníku. Výrazné navýšení obsahu Mg je patrné dva roky i pět let po vápnění. Po deseti letech od zásahu se obsahy postupně snižují, ale jsou stále významně vyšší, než byly před zásahem. V organominerálním horizontu A měla před vápněním většina vzorků obsah Mg pod hranicí deficitu (20 mg.kg^{-1}). Dva roky po vápnění byly obsahy přístupného Mg již výrazně lepší, většina vzorků spadala do hodnot středního zajištění výživy (40-90 mg.kg^{-1}). Deset let po vápnění hodnoty obsahu Mg poklesly, ale stále jsou signifikantně vyšší, než byly před vápněním.



Obr. 3.7: Vývoj obsahu přístupného hořčíku před aplikací (_0) a v období dvou (_02) pěti (_05) a deseti (_10) let po vápnění v humusové vrstvě (FH), humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B)

Na rozdíl od vápníku je patrné statisticky významné zlepšení zásoby přístupného hořčíku i v hlubší minerální vrstvě půdy B. Absolutní hodnoty jsou sice stále poměrně nízké, ale v intervalu dvou, pěti i deseti let po provedeném zásahu se více než polovina odebraných vzorků drží nad hranicí nedostatku.

Pozitivní změny obsahu bazických živin vyniknou ve srovnání s vývojem na kontrolních plochách, kde k úpravě půdního chemismu nedošlo. Ve vrstvě nadložního organického horizontu FH zde v období let 2000–2010 nelze žádnou změnu v obsahu přístupných prvků pozorovat. Obsahy přístupného vápníku a hořčíku v minerální půdě jsou zobrazeny na obr. 3.8. V případě obou prvků zde pokračuje negativní vývoj. Obsahy přístupného vápníku i hořčíku v minerální půdě v odběrech 2005 a 2010 jsou statisticky významně nižší než v letech 2000 a 2002. Přitom v hlouběji ležící minerální vrstvě B vykazovaly v roce 2005 všechny vzorky vážný nedostatek Ca a Mg, a také v roce 2010 to byla naprostá většina analyzovaných vzorků.



Obr. 3.8: Vývoj obsahu přístupného vápníku a hořčíku na kontrolních plochách bez vápnění v organominerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B) v letech 2000–2010

Kromě vývoje obsahu živin v lesních půdách nás pochopitelně zajímá, jak se na lokalitách ošetřených vápněním vyvíjí výživa dřevin. To můžeme posoudit podle výsledků listových analýz U stálezelených jehličnatých dřevin se standardně provádějí analýzy alespoň dvou ročníků jehličí. V nejmladším prvním ročníku bývají obvykle nejvyšší obsahy mobilních živin, jako je dusík, draslík či hořčík, ve starším jehličí jsou naopak vyšší obsahy vápníku. O úrovni výživy většiny živin a mikroprvků nás informují výsledky analýz prvního ročníku jehlic, u hořčíku lze však nedostatek často určit až na základě analýz druhého ročníku. Vzhledem k dobré pohyblivosti tohoto prvku v pletivech a k jeho významu jsou jím přednostně zásobovány nejmladší jehlice. Pro výrazný nedostatek Mg je typické, že zatímco první ročník jehlic je zelený, starší ročníky postupně žloutnou a opadávají (obr. 3.9).

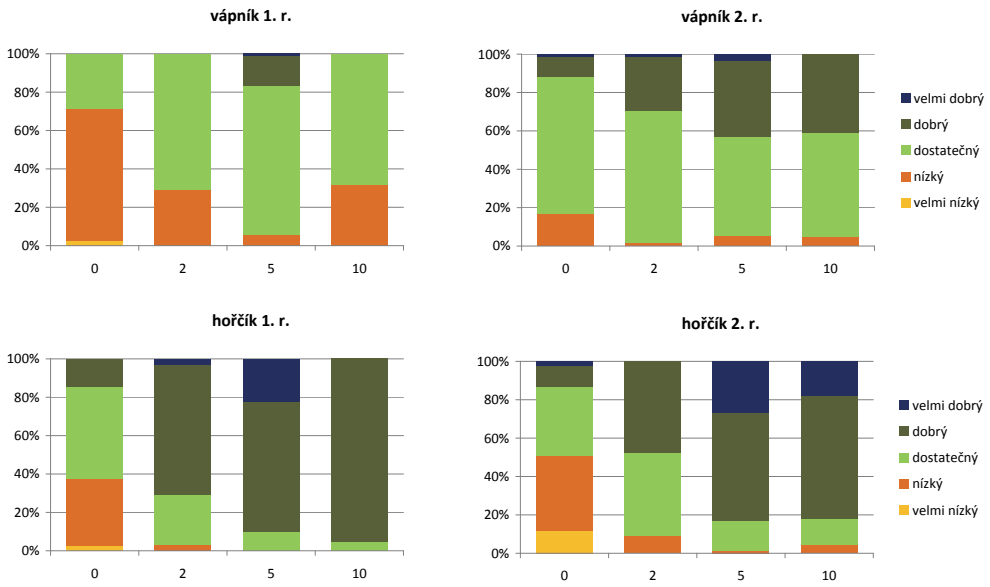
Střední hodnoty obsahu vápníku a hořčíku v jehličí významně narůstají v odběrech dva roky a pět let od vápnění. Deset let po zásahu vápník opět klesá a jeho medián se již signifikantně neodlišuje od stavu před zásahem. Obsahy Mg v jehličí naopak i v intervalu deseti let

Obr. 3.9: Typický projev nedostatku hořčíku – nejmladší letorosty zůstávají zelené, zatímco starší jehlice žloutnou a postupně opadávají

Při analýze prvního ročníku jehličí jsou i v těchto případech zjištěny hodnoty Mg na hranici nízkého obsahu a deficitu (700 mg.kg^{-1}). Teprve hodnoty analýz druhého ročníku jsou směrodatné. Mohou být i na hranici fyziologického minima, a tedy i životnosti jehlice (≈350 mg.kg^{-1}) (Foto: R. Novotný)

zůstávají na vysokých hodnotách (vyšších než dva roky po zásahu) a jsou statisticky významně odlišné od stavu před zásahem. Pro hodnocení efektu prováděných opatření nás ovšem nezajímají pouze posuny průměrných hodnot, ale zajištění výživy dřevin v jednotlivých porostech. Na obr. 3.10 je patrný vývoj relativního zastoupení odebraných vzorků podle tříd výživy vápníkem a hořčíkem – zvlášť pro první a pro druhý ročník jehličí. Z obsahu vápníku v prvním ročníku jehličí je patrné, že před vápněním dvě třetiny hodnocených lesních porostů vykazovaly nedostatečnou výživu tímto prvkem. Dva roky po zásahu to již bylo pouze 20 % a pět let po vápnění pokleslo zastoupení porostů s deficitem Ca pouze na 5 %. Deset let po provedení zásahu bylo zastoupení lesních porostů s nedostatečnou výživou stále o třetinu nižší, než před provedením chemické meliorace – přestože střední hodnoty obsahu Ca v jehličí se již statisticky významně neodlišovaly. Ve druhém ročníku jehličí lze pozorovat nárůst zastoupení porostů s dobrou výživou, a ten zůstává stabilní i deset let po vápnění.

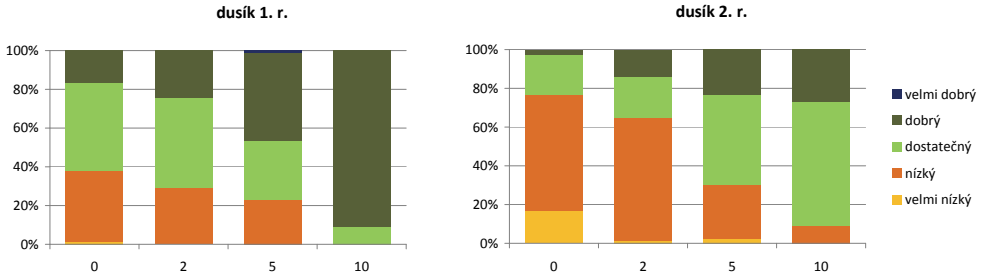
Před zásahem vykazovaly smrkové porosty i v prvním – obvykle dobře zásobeném ročníku jehličí – nedostatečnou výživu hořčíkem téměř ve 40 % všech odebraných vzorků. Tento stav se výrazně změnil. V období pěti a deseti let po vápnění již nebyl deficit Mg pozorován a deset let po vápnění vykazovala naprostá většina vzorků dobrou výživu hořčíkem. Podobně pozitivní vývoj lze sledovat i ve druhém ročníku jehličí, kde před zásahem vykazovala nedostatek hořčíku polovina vzorků, z toho v 10 % případů byl obsah Mg nižší než 400 mg.kg^{-1}



Obr. 3.10: Vývoj zastoupení lesních porostů v jednotlivých třídách výživy vápníkem a hořčíkem při odběrech před vápněním (0), dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po zásahu v prvním (1.r.) a druhém (2.r.) ročníku jehličí

(kritický nedostatek). Deset let po zásahu naopak zcela převažují porosty s dobrou výživou tímto prvkem.

V kapitole 1 bylo zmíněno riziko možného zhoršení výživy dusíkem po vápnění. Pokud je použito nevhodného materiálu nebo příliš vysoké dávky, dojde k příliš rychlému uvolnění N z humusové vrstvy, vyplavení do hlubších vrstev půdního profilu a následnému nedostatku tohoto prvku pro dřeviny. Z analýz jehličí v oblasti západního Krušnohoří naopak vyplývá, že se výživa dusíkem v období deseti let po zásahu výrazně zlepšila (obr. 3.11). Je to patrné zejména ve druhém ročníku jehličí, kde tři čtvrtiny vzorků původně vykazovaly nedostatečnou výživu N. V průběhu deseti let po vápnění se v obou ročnících jehlic situace zlepšovala. V současné době v prvním ročníku jehličí zcela převládá dobrá úroveň výživy dusíkem, ve druhém ročníku je nejrozšířenější dobrá výživa N, pouze v necelých 10 % případů staršího jehličí jsou obsahy dusíku stále nízké. Dusík není ve vápnitém dolomitu obsažen. Pozitivní změny ve výživě tímto prvkem jsou důsledkem zlepšení biologické činnosti v povrchových vrstvách půdy, lepšího zpřístupnění dusíku z organických látek v humusové vrstvě a v neposlední řadě také zlepšením fyziologického stavu dřevin.



Obr. 3.11: Vývoj zastoupení lesních porostů v jednotlivých třídách výživy dusíkem při odběrech před vápněním (0), dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po zásahu v prvním (1.r.) a druhém (2.r.) ročníku jehličí

4 Vápnění ve východní části Krušných hor

Ve východním Krušnohoří převládají polohy od 700 do 900 m n.m. Nižší nadmořské výšky se vyskytují pouze na 39 % území, vyšší jen na 5 %. Je to dáno tím, že zlomový svah je ve východní části výrazně kratší a prudší než na západě a terén je s výjimkou krátkých, hluboce zaříznutých údolí výrazně méně členitý než v západní části. Geologicky je východní Krušnohoří tvořeno převážně „hustými rulami“, tedy homogenními pararulami s vysokým obsahem křemene a živce. Další významnou geologickou oblastí východního Krušnohoří je tzv. Přísečnická skupina. Jde o geologicky velmi pestrou oblast, v níž se často střídají v úzkých pruzích pararuly s vysokým obsahem živců a křemene s dvojslídnými pararulami nebo svory. Na několika místech pronikají hřebenem čedičové výchozy.

Obr. 4.1: Porosty náhradních dřevin ve východním Krušnohoří *(Foto: archiv VÚLHM, Jan Vondra)*

Z hlediska obsahu živin jsou geologické podmínky Krušných hor příznivější ve východní části než v západní. V oblasti relativně plochého hřebene převládají podzoly a kryptopodzoly, v nižších částech jsou významně zastoupené také kambizemě. Eutrofní kambizemě se vyskytují také v oblasti čedičových výchozů (Kozák, 2009). V ploché části Krušnohorského hřebene je řada lokalit s omezeným odtokem vody (často v tzv. mrazových kotlinách), kde se vyskytují přechodně či trvale zamokřené půdy – pseudogleje a gleje, případně i rašeliny (organozemě). Významná rašeliniště se nacházejí v okolí Hory Svatého Šebestiána (např. NPR Novodomské rašeliniště) a v oblasti vodní nádrže Fláje a Cínovce (PR Cínovecké rašeliniště). Také ve východním Krušnohoří převládá z hlediska lesnické typologie kyselá řada, oproti západní části je zde však vyšší zastoupení svěžích stanovišť přechodné edafické kategorie. Dřevinná skladba ve východním Krušnohoří byla zcela změněna v souvislosti s imisní kalamitou (obr. 4.1). Smrk ztepilý je zde zastoupen pouze 29,3 %, v náhradních porostech na bývalých imisních holinách je významně zastoupený smrk pichlavý a ostatní exotické smrky (14,2 %), vysoký je i podíl modřínu (7,9 %). Z listnatých dřevin je nejrozšířenější bříza (19,1 %), další důležité listnáče představuje buk a dub (9,7 % a 3,3 %). Stav porostů

Obr. 4.2: Napadení porostů smrku pichlavého kloubnatkou smrkovou (*Gonyoderma piceae*) *(foto: V. Pešková)*

náhradních dřevin podléhá někdy dramatickému vývoji. V roce 1997 došlo k rozsáhlému poškození do té doby poměrně vitálních porostů břízy, v posledních čtyřech letech jsou pupeny dosud odolného smrku pichlavého napadány houbovým patogenem – kloubnatkou smrkovou (obr. 4.2). V současné době jsou realizovány přeměny těchto porostů, a tím se výrazněji mění i druhové složení lesů v této oblasti.

V oblasti východního Krušnohoří jsou v rámci programu NATURA 2000 vyhlášeny dvě ptačí oblasti: Východní Krušné hory (16 368 ha) a Novodomské rašeliniště – Kovářská (15 963 ha). Na svazích Krušných hor je vyhlášena evropsky významná lokalita Východní Krušnohoří (14 635 ha), v hřebenové oblasti je pak řada menších chráněných území tohoto typu, z významnějších lze uvést např. Novodomské a Polské rašeliniště (2 510 ha) či Klínovecké Krušnohoří (1 195 ha).

4.1 Historie vápnění ve východním Krušnohoří

Jak již bylo několikrát uvedeno, ve východním Krušnohoří byla v průběhu imisní kalamity v 70. a 80. letech 20. století situace daleko dramatičtější než v ostatních regionech České republiky. To bylo dáno jednak bezprostřední blízkostí velkých zdrojů znečištění v oblasti podkrušnohorských pánví, jednak reliéfem pohoří, který výrazně přispíval ke kumulaci znečišťujících látek v hřebenové oblasti. K rychlému odumírání lesních porostů zde došlo na téměř 40 000 ha lesní půdy. Intenzivní plošné těžby poškozených porostů probíhaly v několika vlnách zhruba od počátku 70. po polovinu 80. let. Na části ploch byla před výsadbou nových porostů provedena mechanická příprava půdy. Ta na zamokřených lokalitách obvykle spočívala v odvodnění, jinde ve shrnutí těžebních zbytků do valů, mezi kterými probíhala výsadba (obr. 1.1). Na části ploch byla do valů shrnuta i povrchová vrstva humusu, o které se předpokládalo, že je nejvíce kontaminována zátěžovými prvky. Tím ovšem došlo k ochuzení zalesňovaných lokalit o organické látky a většinu zásoby živin, zejména dusíku a fosforu (Podrázský a kol. 2003, Kulhavý a kol. 2008). Později byly používány buldozery s klučící radlicí, jež většinu nadložního organického materiálu ponechávaly na místě. Dále byla v Krušných horách používána bagrová příprava půdy s tvorbou brázd či přípravy pro záhrobcovou sadbu. V celé oblasti probíhalo v letech 1978–1991 poměrně intenzivní vápnění, které je blíže popsáno v kapitole 1.3. Větší část této části Krušnohorského hřebene byla jednou až dvakrát vápněna. Kromě pozemních či leteckých aplikací vápnění byly výsadby přihnojovány různými typy hnojiv, a to plošně, do jamky, později i tabletovanými hnojivy.

V řadě případů byly lokálně testovány speciální hnojivé postupy jako aplikace alginátů nebo zapravování hnojiv a organické hmoty do půd frézováním (Kulhavý a kol. 2001).

Na konci 90. let se ve východním Krušnohoří neprojevovalo tak výrazné žloutnutí a poškození lesních porostů jako v jejich západní části. Tyto příznaky se ojediněle projevovaly na LS Klášterec nad Ohří v blízkosti Klínovce a ve zbytcích dospělých smrkových porostů. Rozsáhlé porosty náhradních dřevin byly v relativně mladých vývojových stadiích, ve kterých se nedostatečné zásobení živinami obvykle neprojevuje. Letecké hnojení lesních porostů bylo provedeno pouze omezeně na LS Klášterec n. Ohří v roce 2002 na 295 ha (práškové pomalu rozpustné hnojivo Silvamix® F4), vápnění naopak našlo v následujících letech širší uplatnění (tab. 4.1, obr. 4.3). Parametry vápnění byly shodné se západním Krušnohořím. V roce 2003 bylo na LS Litvínov testováno pozemní vápnění, ale kvůli problematické přístupnosti mladých porostů nebylo úspěšné a větší část zakázky byla nakonec provedena letecky.

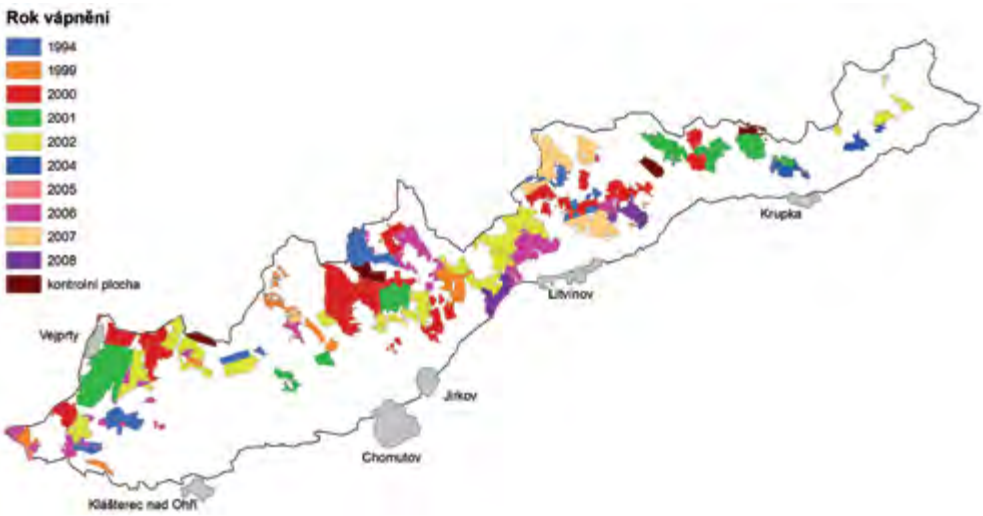
Tab. 4.1: Plochy vápnění ve východním Krušnohoří od roku 2000 [ha]

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
LS Klášterec n.O	949	1 868	1 807	-	-	55	666	-	-	-
LS Č. Hrádek	1 109	-	-	-	-	-		-	-	-
LS Litvínov	1 411	619	449	-	-	-	1 075	1 471	727	-
LS Děčín	-	613	200	-	434	-		-	-	-
LČR celkem	3 469	3 101	2 456	-	434	55	1 741	1 471	727	-
ML Chomutov		-	-	-	-	-	94	99	-	-
OL Kryštofovy Hamry	440	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ML Jirkov	393	554	286	-	-	-	137	-	-	-
OL Hora sv. Kateřiny	-	-	197	-	-	-	-	-	-	-
KS Jezeří	134	276	601	-	-	-	144	-	413	-
ML Most	-	-	1 020	-	-	-	712	-	-	-
OL Krupka	-	74	-	-	44	-	-	-	-	-
OL Mikulov	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Honik	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Polesí Střekov a.s.	-	-	136	-	-	-	-	-	-	-
Ostatní vlastníci celkem	967	912	2 240	-	44	-	1 088	99	413	-
východní Krušnohoří celkem	4 436	4 013	4 695	-	478	55	2 829	1 570	1 140	-

4.2 Účinnost vápnění ve východním Krušnohoří

Ve východní oblasti Krušných hor byly odebírány lesní půdy při přípravě projektů vápnění i při následných kontrolách střednědobé účinnosti těchto zásahů. Celkem byly vzorky odebrány z 609 porostů (obr. 4.4). Také na východě Krušných hor byly pro srovnání určeny tzv. kontrolní lokality, kde se žádný zásah neprováděl (obr. 4.3). Výsledkům vápnění a hnojení ve východní části Krušných hor se v rámci provozních aplikací i speciálních pokusů věnovala celá řada autorů (např. Fiala a kol. 2005, Kouba a Kián 2006, Kulhavý a kol. 2001, Podrázský 2001, Podrázský a kol. 2002, Podrázský a Remeš, 2006, Šrámek a kol. 2006b, 2012 a další).

Východní Krušnohoří má lepší výchozí půdní podmínky než západní část. Je to dáno jednak příznivějšími vlastnostmi hornin, na kterých se lesní půdy vyvíjely, ale také tím, že v období vrcholící imisní kalamity v 80. letech byla již větší část Krušnohorského hřebene bez dospělých lesních porostů, které „vyčesávají“ kyselé látky z atmosféry. Depozice kyselých látek do lesní půdy tak zde byla na řadě míst podstatně nižší než v západní části Krušných hor. Dalším faktorem je také intenzivnější vápnění v 70. a 80. letech. Tento stav

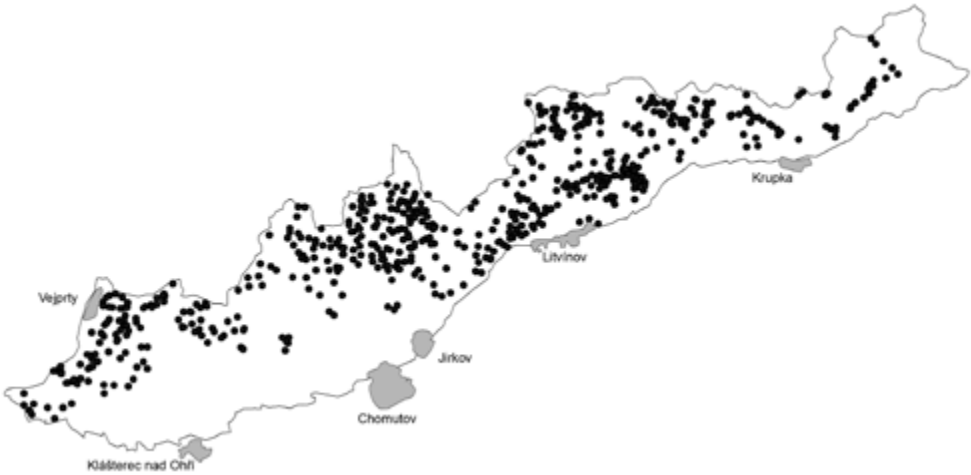


Obr. 4.3: Přehled ploch vápněných ve východním Krušnohoří od roku 2000

je patrný na lepších výchozích podmínkách před vápněním v letech 2000–2008. Historické aplikace různých dávek vápnění i kombinace různých typů hnojení kultur spolu s několika používanými typy mechanické přípravy půdy ve východní části Krušných hor vedou k vysoké variabilitě dat, která do určité míry komplikuje statistické vyhodnocení půdních průzkumů i mapování vlastností půd (Kulhavý a kol. 2008).

Z obr. 4.5. je patrné, že výchozí kyselost lesních půd byla nižší než na západě. Medián aktivního pH(H_2O) v nadložním organickém horizontu dosahoval před vápněním hodnoty 4,5. Polovina odebraných vzorků tedy spadala do kategorie silně kyselých a polovina do středně kyselých půd. Dva roky po vápnění stoupla v nadložním organickém horizontu střední hodnota aktivního pH na 4,8 – změna je statisticky významná – a většina vzorků spadala do oblasti středně kyselé. V intervalu pěti a deseti let od zásahu již nebyla pozorována žádná změna oproti výchozímu stavu. Oproti tomu v přechodném organominerálním horizontu A ani v minerálním horizontu B nebyly významné změny kyselosti pozorovány.

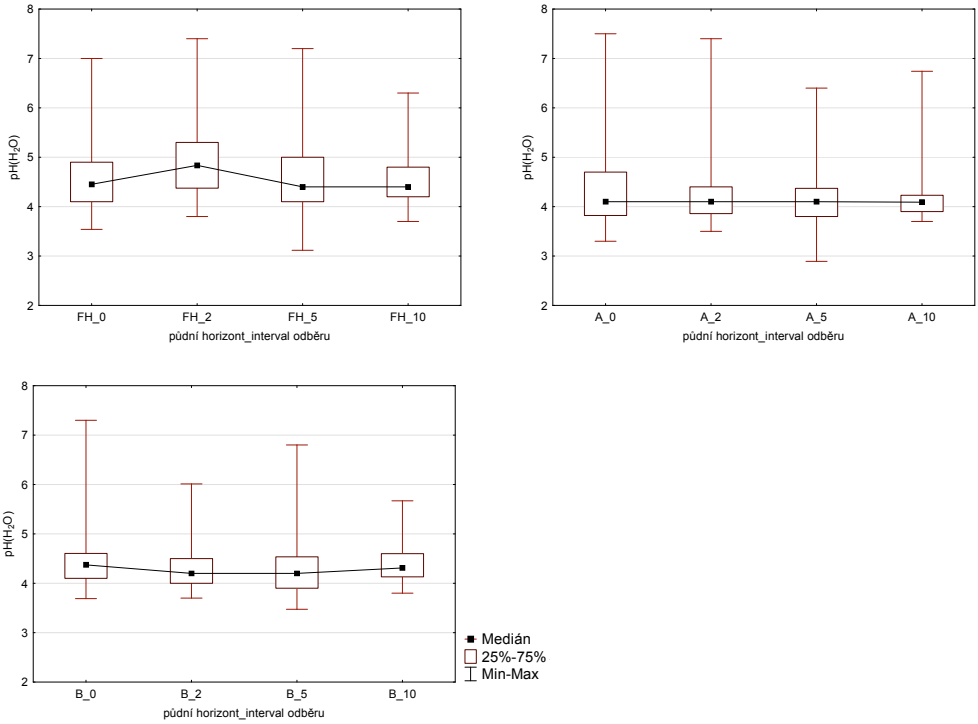
Obdobná situace je také u bazických kationtů. Medián obsahu přístupného vápníku v nadložním organickém horizontu byl před vápněním 2 000 $mg.kg^{-1}$ a zjištěné hodnoty mají obrovský rozsah (obr. 4.6). Musíme ovšem brát v úvahu atypičnost nadložního organického horizontu v porostech náhradních dřevin - zejména na plochách s provedenou mechanickou přípravou půdy. V rozvolněných a zabuřenělých porostech se do odebíraných vzorků dostávají části drnů, na skarifikovaných lokalitách mezi valy se pak nadložní humusová vrstva často prakticky nevyskytuje. Dva roky po vápnění došlo k signifikantnímu nárůstu obsahu Ca, v období pěti a deseti let po vápnění již statisticky významné odchylky od stavu před



Obr. 4.4: Odběrová místa půdních vzorků ve východním Krušnohoří

vápněním nebyly zjištěny. V minerálních horizontech jsou obsahy Ca pochopitelně výrazně nižší, i když mají také velmi vysokou variabilitu. U horizontu B převládají vzorky s velmi nízkým, případně nízkým obsahem Ca. Významné změny obsahu přístupného vápníku zde v odběrech po zásahu nebyly pozorovány.

Obsahy přístupného hořčíku v nadložním organickém humusu jsou na východě Krušných hor rovněž velmi proměnlivé (obr. 4.7). Signifikantně se zvýšily pouze ve vzorcích odebraných dva roky po vápnění. V organominerálním horizontu A na přechodu humusové vrstvy a minerální půdy došlo k významnému zvýšení obsahu Mg dva roky po vápnění. I v odběrech v intervalu pěti a deseti let po vápnění byly střední hodnoty přístupného Mg vyšší než před zásahem, rozdíly již ale nejsou průkazné. To platí i pro situaci v minerálním horizontu B. V této vrstvě půdy vykazuje většina lokalit nedostatek Mg. Střední hodnoty obsahu Mg stoupaly ve vzorcích odebraných dva roky i pět let po vápnění. Deset let po vápnění došlo sice k mírnému poklesu, ale medián obsahu přístupného Mg je stále vyšší než před provedeným

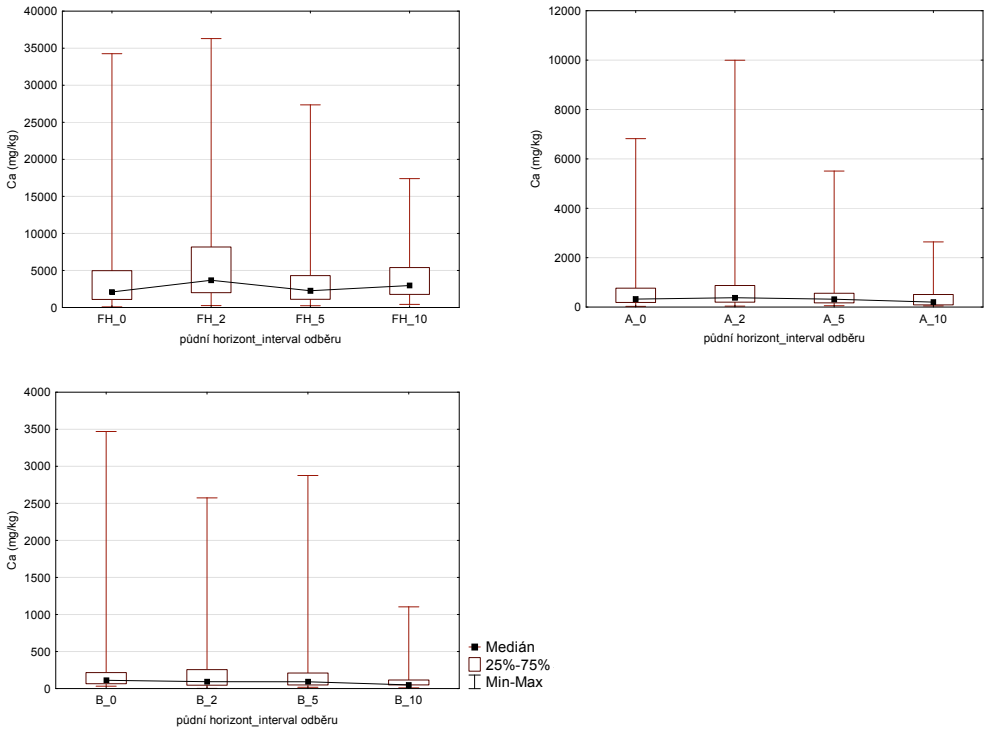


Obr. 4.5: Vývoj pH(H_2O)) před aplikací (_0) a v období dvou (_02) pěti (_05) a deseti (_10) let po vápnění v humusové vrstvě (FH), humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B) ve východní části Krušných hor

zásahem. Vzhledem k vysoké variabilitě dat však nebyla žádná z těchto změn statisticky významná.

Na sledovaných kontrolních lokalitách ve východní části Krušných hor byl v letech 2000–2010 obsah přístupného hořčíku v minerálních horizontech vyrovnaný. U vápníku v minerálním horizontu B a mezi lety 2002–2010 i v horizontu A jde o mírný pokles. Stejně jako u vápněných ploch není tato tendence statisticky významná (obr. 4.8).

Vliv vápnění na chemismus půdy tedy není ve východním Krušnohoří vzhledem k velké variabilitě půdních podmínek tak výrazný jako na západě. Na obr. 4.9 a 4.10 jsou představeny výsledky chemických analýz jehličí odebraného na hodnocených plochách. Je patrné, že i přes lepší půdní podmínky je zde poměrně rozšířen deficit bazických prvků. U prvního ročníku jehličí se provedené zásahy na obsahu vápníku příliš neprojevily. V pátém roce po vápnění se sice snížilo zastoupení vzorků v oblasti nedostatku, deset let po vápnění však

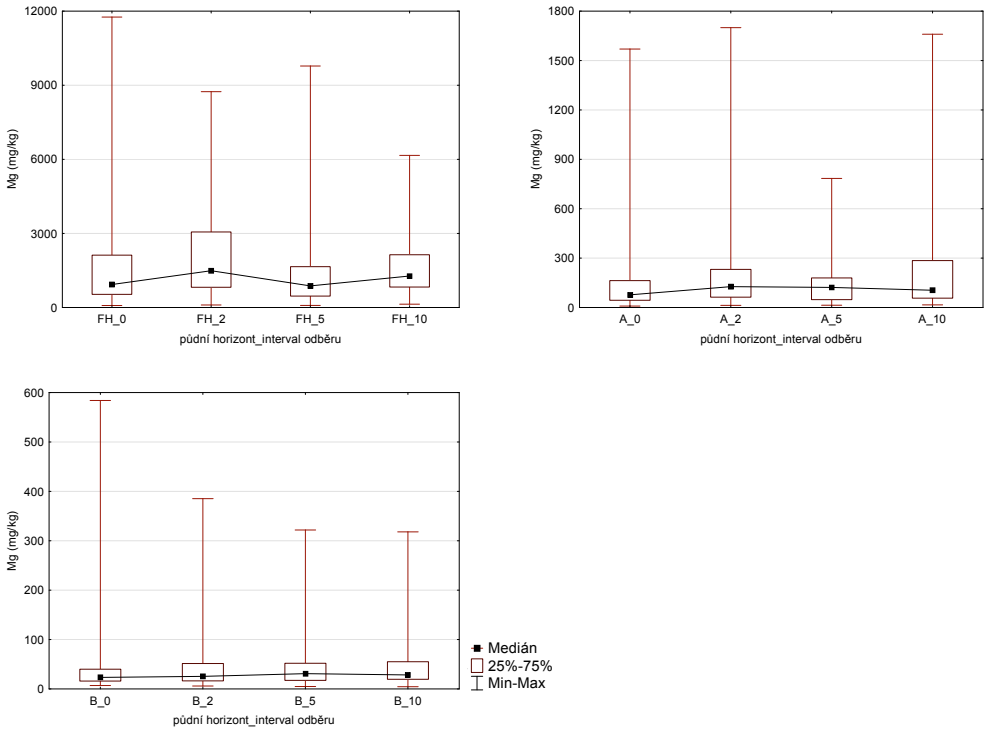


Obr. 4.6: Vývoj přístupného vápníku před aplikací (_0) a v období dvou (_02) pěti (_05) a deseti (_10) let po vápnění v humusové vrstvě (FH), humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B) ve východní části Krušných hor

bylo porostů s nedostatkem Ca více než před zásahem. Výraznější efekt je u druhého ročníku jehličí, kde postupně dochází ke snižování deficitu. Deset let po vápnění již všechny odebrané vzorky jehličí vykazovaly alespoň dostatečný obsah Ca.

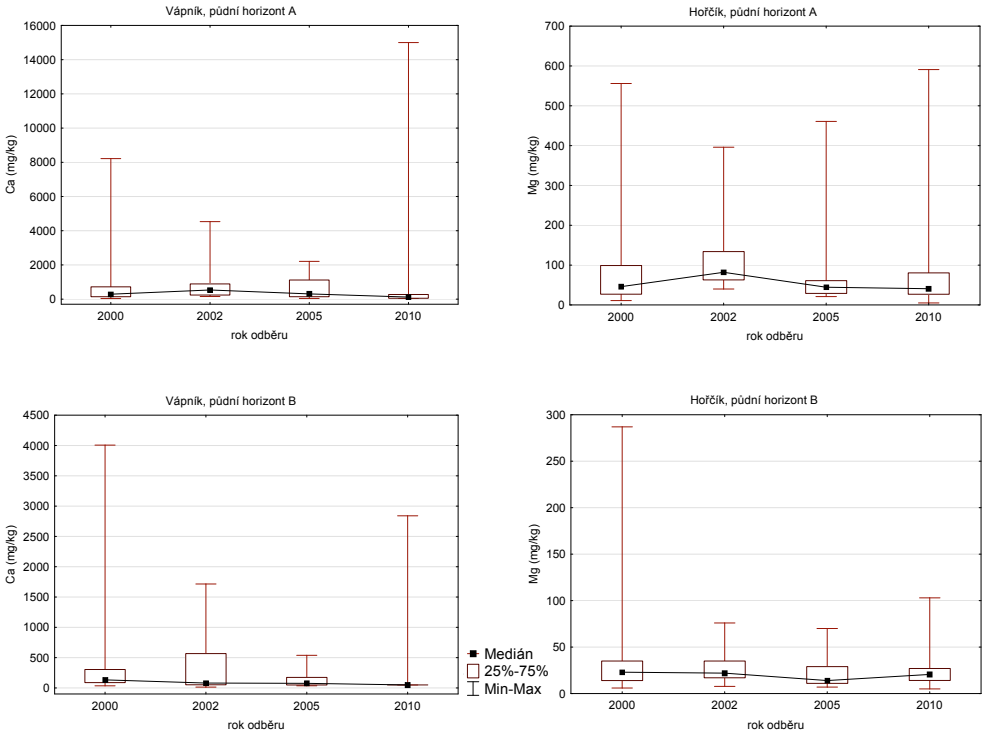
Stejně jako na západě je vliv vápnění výrazněji patrný na obsazích hořčíku. V nejmladších jehlicích postupně ubývá vzorků s projevy deficitu a deset let po vápnění se již nedostatek Mg v žádném vzorku neobjevuje. Ve starším ročníku jehličí vykazovala původně více než polovina vzorků nedostatečnou výživu hořčíkem. Počet vzorků s nedostatečnou výživou Mg se postupně snížil na třetinu. Zcela byly odstraněny porosty s kritickým nedostatkem tohoto prvku.

Kromě živin přímo dodávaných vápněním lze pozorovat také zlepšení výživy dusíkem (obr. 4.10) v obou ročnících jehličí a ve druhém ročníku jehličí i zlepšení výživy draslíkem. Tyto pozitivní efekty souvisí se zlepšením půdní biologické činnosti v nadložním organickém horizontu.

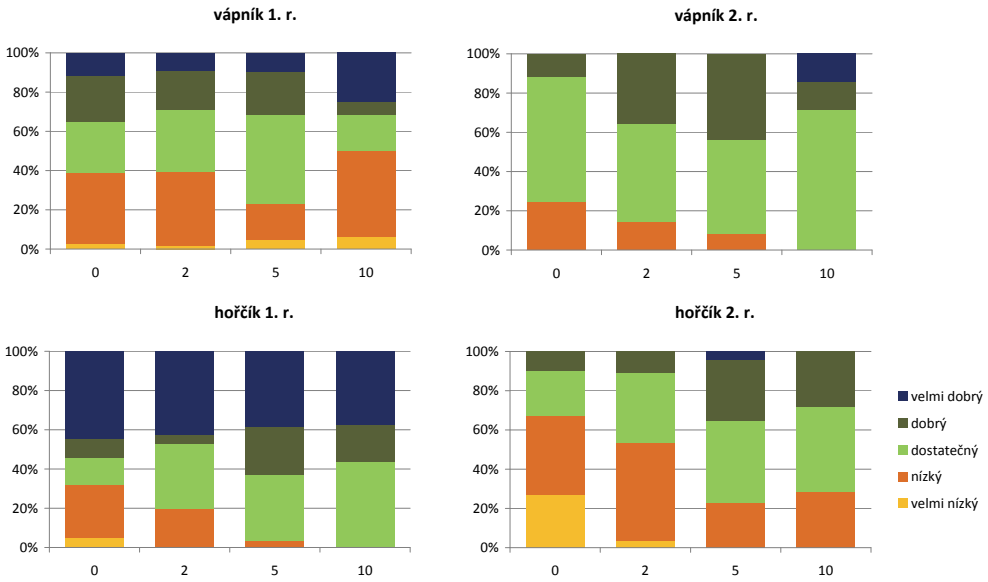


Obr. 4.7: Vývoj přístupného hořčíku před aplikací (_0) a v období dvou (_02) pěti (_05) a deseti (_10) let po vápnění v humusové vrstvě (FH) humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B) ve východní části Krušných hor

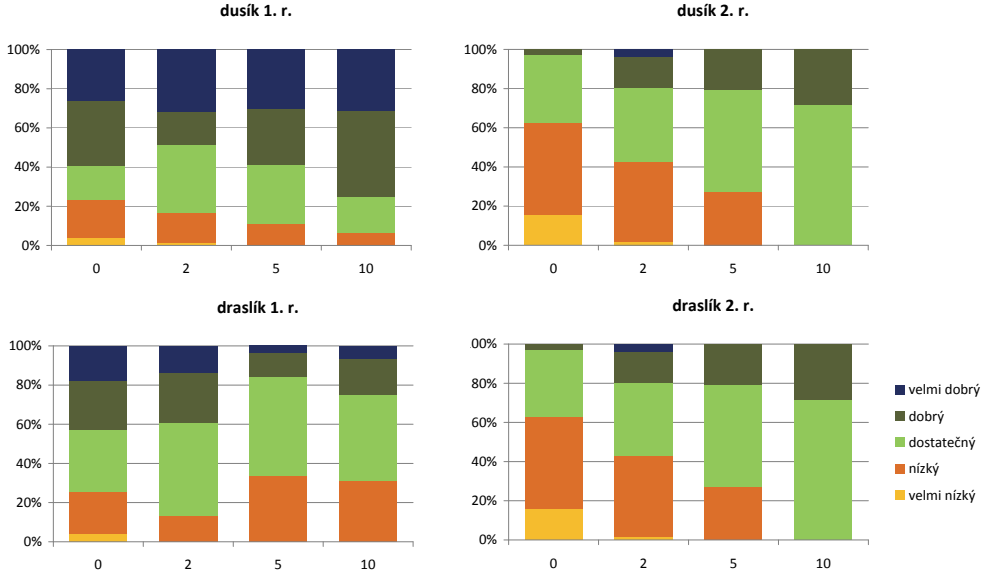
Z výsledků vyplývá, že východ Krušných hor je specifickou oblastí. Vápnění zde může i nadále pozitivně ovlivňovat zásobu živin, a to zejména na půdách, které byly v minulosti připraveny o nadložní vrstvu organického materiálu. Speciálně na těchto lokalitách je však nutno dbát na to, aby se na vápněných plochách vyskytovaly funkční lesní porosty, které dodané živiny postupně převedou do nově se tvořícího nadložního organického horizontu. Situaci jednotlivých lokalit i oblasti jako celku je nutno nadále pozorně sledovat, protože nově narůstající lesní porosty budou v následujících desetiletích svoje požadavky na zajištění výživy ještě zvyšovat.



Obr. 4.8: Vývoj obsahu vápníku a hořčíku na kontrolních plochách v humusem ovlivněném minerálním horizontu (A) a v minerální vrstvě půdy do hloubky cca 30 cm (B) v letech 2000–2010 ve východním Krušnohoří



Obr. 4.9: Vývoj zastoupení lesních porostů v jednotlivých třídách výživy vápníkem a hořčíkem při odběrech před vápněním (0), dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po zásahu v prvním (1.r.) a druhém (2.r.) ročníku jehličí ve východním Krušnohoří



Obr. 4.10: Vývoj zastoupení lesních porostů v jednotlivých třídách výživy vápníkem a hořčíkem při odběrech před vápněním (0), dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po zásahu v prvním (1.r.) a druhém (2.r.) ročníku jehličí ve východním Krušnohoří

5 Další oblasti s vápněním lesů od roku 2000

Kromě Krušných hor, kde bylo v letech 2000–2010 vápněno 33 408 ha lesních porostů, byly zásahy v menším měřítku provedeny i v dalších oblastech (tab. 5.1). Více než 7 000 ha bylo vápněno v Orlických horách, přes 2 000 ha na lesní správě Plasy a přes 1500 v Jizerských horách. Menší rozsah vápnění byl aplikován také ve východní části Šumavy, ve Slezských Beskydech na LS Jablunkov, v severovýchodních Čechách a na severní Moravě (LS Lanškroun, LS Ruda na Moravě, LS Hanušovice) i na Českomoravské vrchovině (LS Český Rudolec, ML Polička).

Tab. 5.1: Přehled dalších oblastí s vápněním lesů v letech 2000-2010

	celkem	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010
Orlické hory	7 200	1 413	881	419	1 006	1 410	-	1 179	640	251	-
LS Plasy	2 263	-	-	-	-	-	-	-	-	1 335	928
Jizerské hory	1 542	-	-	-	501	-	262	539	-	241	-
Šumava	1 239	-	-	-	-	-	53	569	-	501	116
LS Jablunov	495	-	-	-	-	-	-	495	-	-	-
LS Lanškroun	413	-	-	-	-	-	-	-	-	-	413
LS Ruda n Moravou	331	-	-	-	-	-	-	-	-	134	197
LS Hanušovice	267	-	-	-	-	-	-	-	-	267	-
ML Polička	135	-	-	-	-	-	-	-	135	-	-
LS Č. Rudolec	103	-	-	-	-	-	-	-	-	103	-

5.1 Orlické hory

Orlické hory patří do oblasti středních Sudet. Jsou tvořeny převážně krystalickými horninami. Z hlediska geomorfologie území se dělí na Deštenskou hornatinu, Mladkovskou vrchovinu a Bukovohorskou hornatinu. Nejrozsáhlejší je Deštenská vrchovina, tvořená Orlickým hřbetem s vrcholy kolem 990–1 100 m n.m. Patří sem kromě nejvyššího vrcholu Velké Deštné (1 115 m n.m.) i další vrcholy s podobnou nadmořskou výškou jako Anenský vrch (992 m n.m.), Vrchmezí (1 084 m n.m.) a další.

V geologickém podloží hřbetu Orlických hor převažují migmatity a ortoruly z období proterozoika. Souvislý lem hlavního hřbetu je tvořen svory, svorovými rulami a pararulami. V oblastech přechodu do předhoří se vyskytují fylity, amfibolity a zelené břidlice. Okrajově se v oblasti vyskytují intruzivní vyvřeliny, pravděpodobně karbonského stáří, a to buď bazické jako v případě Špičáku, nebo kyselé a neutrální jako v okolí Olešnice.

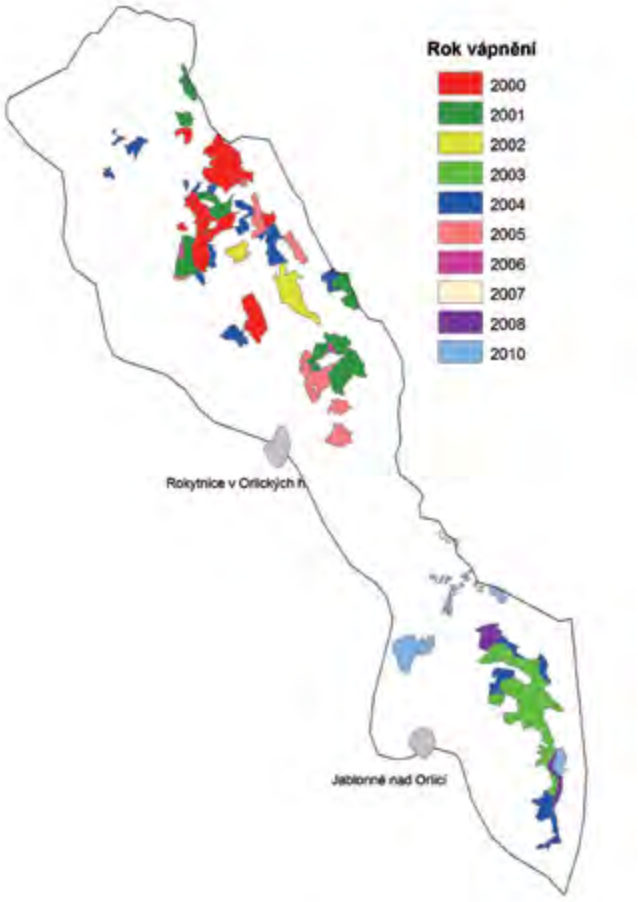
Skladba nejčastějších typů půd odpovídá poměrně kyselému podloží krystalinika. V hřebenové části převládají kryptopodzoly a podzoly, na svazích hor a ve středních a nižších polohách kambizemě dystické, oligotrofní a modální (Kozák 2009).

Hřebenová část se nachází v 7. lesním vegetačním stupni, většina přírodní lesní oblasti Orlické hory spadá do 6. LVS. Kyselá typologická řada výrazně převládá nad živnou, která je zastoupena především přechodnou edafickou kategorií S (Plíva a Žlábek 1986). V dřevinné skladbě dominuje smrk (82,9 %). Z ostatních jehličnatých dřevin dosahuje výraznějšího podílu jen modřín (1,4 %). Nejčastěji se vyskytující listnatou dřevinou je buk (4,9 %), dále olše lepkavá (2,4 %), bříza (1,7 %) a jeřáb ptačí (1 %).

Omezené lokality ve vrcholových partiích byly výrazně poškozeny v průběhu imisní kalamity. Poškození se sice nedá srovnat co do rozsahu s Krušnými či Jizerskými horami, avšak i zde došlo – např. v oblasti Velké Deštné – ke vzniku imisních holin. Jehličnaté exoty jako smrk pichlavý byly při zalesňování používány minimálně, na části lokalit je nahradila borovice kleč. V 80. letech 20. století proběhlo vápnění v hřebenové části Orlických hor na necelých třech tisících hektarech. Orlické hory jsou i v dnešní době poměrně výrazně imisně zatížené. Koncentrace plynného znečištění zde sice nikdy nedosahovaly tak vysokých hodnot jako v Krušných horách, ale spad kyselých látek, zejména dusíku, je zde dosud jeden z nejvyšších v rámci České republiky (Lochman 2006, Boháčová a kol. 2009).

Na konci 90. let docházelo v Orlických horách ke chřadnutí smrkových porostů zejména ve středních věkových stupních a v mlazinách. V hřebenové oblasti bylo pozorováno poškození působené přímým vlivem imisí v kombinaci s nepříznivými meteorologickými podmínkami, ve středních polohách se pak výrazně začalo projevovat žloutnutí spojené s nedostatečnou výživou bazickými prvky. Situace v Orlických horách byla jedním z impulsů

pro obnovení projektů vápnění lesů v roce 2000. První zásahy byly směrovány do centrální části Deštenské hornatiny (LS Opočno, LS Rychnov n. Kněžnou, Jan Kolowrat Krakowský, Lesy Janeček). Kromě vápnění zde v roce 2001 proběhlo i hnojení lesních porostů kapalným hnojivem. Později byly aplikace prováděny i v jihovýchodní části Orlických hor na LS Lanškroun. Aplikace sypkých hnojiv Silvamix® byla v roce 2003 testována v oblasti Suchého vrchu na LS Lanškroun. Přehled vápněných ploch je uveden na obr. 5.1.



Obr. 5.1: Přehled ploch vápněných v Orlických horách

5.2 LS Plasy

Na LS Plasy bylo vápnění prováděno až v letech 2008 a 2010 v oblasti Manětínské vrchoviny, což je nejzápadnější výběžek Rakovnické pahorkatiny. Nejvyšším bodem je Lišák s výškou 677 m n. m. Celková plocha Manětínské vrchoviny je přibližně 120 km^2. Vrchovina je tvořena především chudými silně kyselými sedimenty – prachovci, pískovci, arkózovitými pískovci a slepenci – z období svrchního permu a karbonu. Výjimečně, zejména v jižní části, se vyskytují vulkanické kuželovité suky tvořené alkalickým bazaltem. Z půdních typů převládá pseudoglej dystrický, dalšími často se vyskytujícími půdními typy jsou kambizemě dystrické a podzoly glejové. V oblasti převažují smíšené borové a smrkové porosty, doplněné z jehličnanů modřínem a jedlí, z listnáčů pak především dubem a břízou, méně často bukem. Z jehličnanů je nejvíce zastoupena borovice (46 %) a smrk (39 %), méně četný je modřín (3 %) a jedle (1 %). Z listnáčů se výrazněji vyskytuje dub (8 %) a bříza (2 %).

Oblast Manětínské pahorkatiny nebyla v minulosti výrazně zatížena imisemi. I střední zátěž kyselými srážkami přestavuje na místních přirozeně kyselých půdách výrazné překročení hodnot kritických zátěží a vede k narušení výživy lesních porostů, jež se projevuje postupným chřadnutím a karenčními jevy. Plochy vápněné na LS Plasy jsou uvedeny na obr. 5.2.

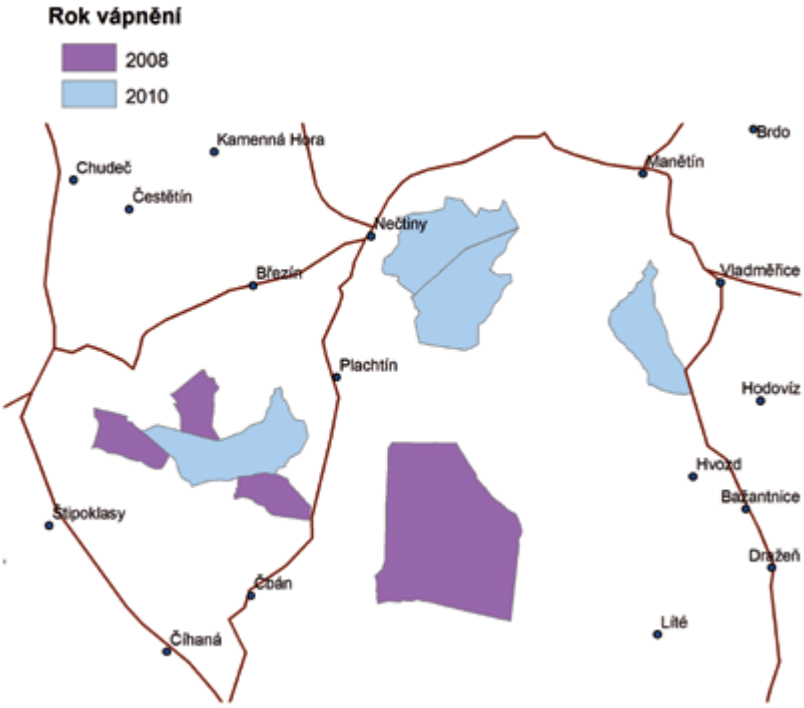
5.3 Jizerské hory

Podobně jako v případě Krušných hor i Jizerské hory jsou kerným pohořím. Na severní straně jsou omezeny výrazným až 500 m vysokým zlomovým svahem. Základním prvkem oblasti Jizerských hor jsou plošiny, často s terénními depresemi. Pro západní část jsou typické klenbovité kupy, na jihovýchod se rozbíhají Jizerskohorské hřbety (Vlašský hřeben, Vysoký a střední Jizerský hřeben). Jižní pokračování Jizerských hor tvoří hřeben Černé Studnice, který je od hlavního pohoří oddělen snížením mezi Jabloncem nad Nisou a Tanvaldem. Geologicky se oblast dělí na Jizerský rulový komplex a plošně významnější Krkonošsko-Jizerský žulový masiv. Nejrozšířenější horninou Jizerských hor je porfyrická středně zrnitá žula. Některé vrcholy jako Smrk nebo Kančí vrch jsou budovány plástevnatou dvojslídnou rulou. Hřeben Černé studnice je budován odlišným typem středně zrnité, dvojslídné tzv. „Tanvaldské žuly“. Příkladem třetihorní sopečné činnosti je kužel Bukovce tvořený olivinickým nefelinitem.

Geologické podloží a chladné klima ovlivňuje výskyt půdních typů v oblasti. Nejčastější skupinou lesních půd jsou kryptopodzoly, které z celkové plochy PLO zaujímají 41,5 %. Na druhém místě co do početnosti výskytu jsou kambizemě s 33,1 %. Plošného podílu téměř

10 % dosahují podzoly. Poměrně významnou část území (8,2 %) tvoří gleje a organozemě. Z hlediska lesnické typologie převládají v Jizerských horách kyselá stanoviště, z živné řady je zastoupena pouze přechodová kategorie S. Podíl jehličnatých dřevin dosahuje 80 %. Nejvíce zastoupenou dřevinou je smrk s podílem 67,9 %. Na druhém místě jsou ostatní smrky se 7,3 %. U listnáčů převažuje buk s 10,3 %, ostatní listnaté dřeviny se vyskytují pouze jako příměs. Větší část přírodní lesní oblasti spadá do CHKO Jizerské hory a je součástí ptačí oblasti NATURA 2000. Evropsky významné lokality NATURA 2000 jsou vyhlášeny na severních svazích Jizerských hor (Jizerskohorské bučiny – 3 563 ha) a také na několika lokalitách hřebenového plata (např. rašeliniště Jizery – 397 ha, Jizerské smrčiny – 285 ha)

Jizerské hory byly výrazně postiženy imisní kalamitou. Část náhorní plošiny byla odlesněna již koncem 60. let vlivem větrných polomů a následné gradace kůrovce, vliv imisí v 70. letech situaci v těchto klimaticky náročných podmínkách ještě zhoršil. Významné části imisních holin byly zalesněny smrkem pichlavým. Vliv znečištění se výrazně projevil i na kvalitě půd v Jizerských horách. Ve druhé polovině 50. let je dokumentováno pH svrchních vrstev

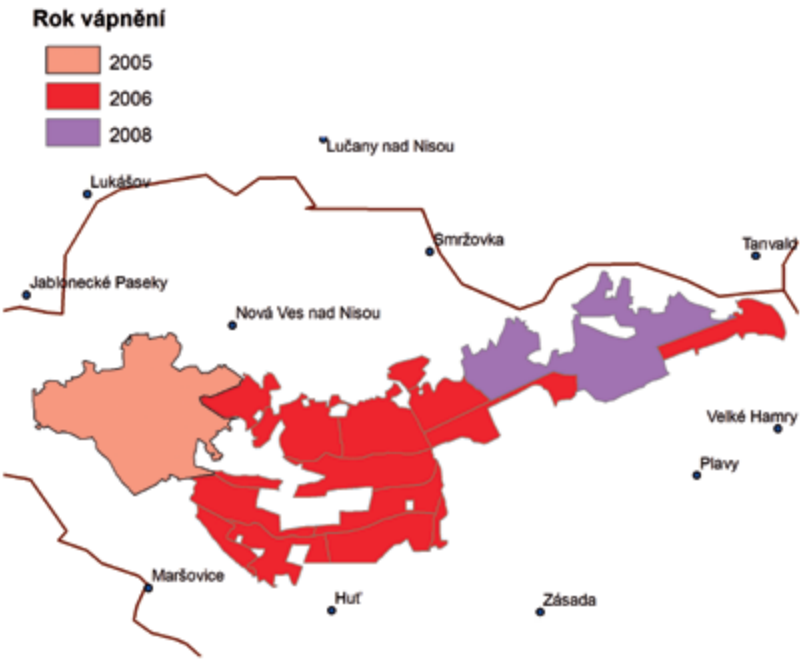


Obr. 5.2: Přehled ploch vápněných na LS Plasy

minerální půdy mezi 5 a 6, v 80. letech pokleslo na méně než 4 a v současné době se pohybuje mezi 4 a 5 (Slodičák 2005). Podstatná část Jizerskohorského plata (s výjimkou rašelinišť) byla v 80. letech minulého století vápněna. Celková plocha byla cca 8000 ha. Přestože byla účinnost vápnění hřebenových poloh následně zpochybňována, některé práce po roce 2000 ukazují, že tehdy vápněné plochy mají ještě v současné době vyšší obsahy bazických kationtů v sorpčním komplexu (Slodičák 2005), nižší obsahy toxického hliníku (Borůvka a kol. 2005) a lepší výživu i zdravotní stav lesních porostů (Lomský a kol. 2011).

Připravované vápnění lesních porostů v hřebenových oblastech Jizerských hor (Vlašský hřeben, Smědavská hora, Klínový vrch) nemohlo být vzhledem k zájmům ochrany přírody provedeno. V roce 2003 a 2004 bylo provedeno pouze letecké hnojení na cca 500 ha silně žloutnoucích smrkových porostů s vysokou defoliací v oblasti Klínového vrchu a Paličníku na LS Frýdlant (obr. 5.3). Zásahy vápněním probíhaly v letech 2003–2008 v oblasti Kančího vrchu na LS Frýdlant a Černé studnice na LS Jablonec n. Nisou (obr. 5.4).

Obr. 5.3: Hnojení lesních porostů v Jizerských horách, LS Frýdlant, Francouzská cesta, 2003 *(Foto: R. Novotný)*



Obr. 5.4: Přehled ploch vápněných v Jizerských horách od roku 2000

6 Perspektivy vápnění v České republice

Výsledky půdních průzkumů ukazují, že situace se zásobami živin v lesních půdách v České republice není příznivá. V minerálních horizontech je často velmi nízký obsah bazických kationtů. U vápníku jsou v řadě případů kritické i celkové obsahy zjištěné po výluhu v lučavce královské, což vypovídá o tom, že zásoba Ca v sorpčním komplexu půdy nemůže být doplněna přirozenými procesy – zvětráváním. Tyto nepříznivé vlastnosti půd se v nezanedbatelné míře projevují i na stanovištích, která jsou z hlediska lesnické typologie považována za produkčně příznivá, jako jsou edafické kategorie B a S. V listových analýzách se místy objevuje i nedostatek fosforu, jehož přístupnost je ovlivněna mj. kyselostí půdního prostředí, naopak obsahy dusíku spíše rostou a zejména poměr N k bazickým prvkům v jehličí a listech dřevin se dostává nad očekávané hodnoty. Tento stav je ovlivněn zejména dlouhodobou acidifikací lesních ekosystémů způsobenou imisemi, je výrazný na přirozeně kyselých lesních půdách, jež vznikaly na horninovém podloží chudém na bazické prvky, a v některých lokalitách k němu mohou významně přispívat i intenzivní způsoby hospodaření, které vedou k vysokému odběru bází z lesních porostů – v minulosti využívání lesní hrabanky, později stromová těžba, při které jsou z lesních porostů vyváženy celé stromy včetně větví a asimilačních orgánů, a v současné době např. vyvážení těžebních zbytků ve formě štěpky z lesních porostů nebo pěstování rychlerostoucích dřevin.

Je zřejmé, že lesní hospodářství bude muset v blízké budoucnosti na tento stav reagovat. Prostá bilance živin ukazuje, že se lesní hospodářství dostává na hranici trvalé udržitelnosti, respektive, že ji v řadě případů překračuje. Situace v průběhu několika dalších desetiletí může vést buď k postupné rezignaci na produkční funkci lesních porostů, nebo k přiměřenému doplňování odebraných živin do lesních půd, jako je tomu v zemědělství.

Z přímých opatření se nabízí hnojení, které je již v některých oblastech aplikováno. Přihnojovány jsou zejména sazenice stromů při výsadbě v horských oblastech, kdy jsou používána pomalu rozpustná tabletovaná lesnická hnojiva, nebo jsou hnojivé preparáty promíseny se zeminou v jamkách, do kterých jsou sazenice vysazovány. Efekt hnojení při výsadbě je však většinou časově omezený na dobu ujímání a zajištění kontroly. Přitom nejvyšší nároky na odběr živin jsou ve fázích rychlého růstu biomasy lesních porostů – obvykle mezi dvacátým a padesátým rokem jejich věku.

Vápnění acidifikovaných půd je nejvýznamnějším způsobem chemické meliorace. Od přímého dodání živin hnojením se odlišuje mj. tím, že lze použít větší množství aplikované

látky, její vliv je dlouhodobější než v případě hnojení a podstatné jsou i nižší finanční náklady. V uplynulých čtyřiceti letech mu byla věnována velká pozornost, z řady výzkumných projektů i provozních aplikací jsou známy jeho okamžité i dlouhodobější účinky, potenciální rizika i celkové efekty, kterých lze v různých podmínkách vápněním dosáhnout:

- Odclonění současné úrovně kyselých depozic
- Zvýšení dostupnosti hořčíku a vápníku v nadložním organickém horizontu a v povrchových horizontech minerální půdy
- Oživení půdní biologické činnosti a zlepšení přístupnosti živin blokovaných v surovém humusu
- Následné zlepšení výživy lesních porostů
- Zlepšení parametrů sorpčního komplexu lesních půd a snížení obsahu přístupného hliníku (potenciálně toxického)
- Postupné snižování kyselosti půdního prostředí

Vliv vápnění se zprvu projevuje pouze ve svrchních půdních horizontech, při jeho opakování lze v dlouhodobějším časovém horizontu dosáhnout postupného ovlivnění i hlubších vrstev půdního profilu.

Současné aplikace vápnění jsou omezeny převážně na horské oblasti s výraznou imisní historií. Pro blízkou budoucnost je však toto opatření perspektivní i pro hospodářské lesy ve středních a nižších polohách na stanovištích, kde je prokázán snížený obsah bazických prvků. Objektivnímu posouzení potřeby chemických meliorací, priority jednotlivých opatření i hodnocení jejich vlivu by zásadně prospělo ustanovení jednotného systému monitoringu lesních půd v České republice. Při plánování provozních zásahů je nutné dodržet některá zásadní kriteria:

- Dodržení dávky vápence – z hlediska kompromisu účinnosti a bezpečnosti je vhodná dávka 3 $t.ha^{-1}$
- Dodržení chemického složení vápence – za současné situace omezit na vápnitý dolomit s vysokým obsahem hořčíku
- Dodržení zrnitostního složení vápence – vápenec s vysokým zastoupením zrn do velikosti 1 mm (>70 %)
- Podložený výběr ploch – nejen na základě typologických podkladů, ale též se znalostí chemických vlastností půd a výživy lesních porostů
- Systematická kontrola zásahů i jejich střednědobé a dlouhodobé účinnosti

Vápnění lesů by nemělo zůstat osamoceným opatřením pro revitalizaci půdního prostředí. V oblastech s narušenou výživou je nutné sledovat koloběh draslíku, fosforu, dusíku

a dalších prvků v humusové vrstvě, minerální půdě a asimilačních orgánech. Stav těchto prvků lze případně doplnit vhodným způsobem hnojení. Velmi významná je však kombinace chemických postupů s biologickou meliorací půdy. Z těch je nejvýznamnější druhová skladba lesních porostů. Vhodná příměs listnatých dřevin umožňuje lepší využití vody a živin i v rámci hlubších vrstev půdního profilu, příznivější humusové formy a celkově intenzivnější a příznivější koloběh živin v rámci ekosystému. Obdobnou funkci do určité míry plní i jehličnaté dřeviny s hlubším kořenovým systémem jako je modřín, douglaska či jedle. Na druhou stranu nepříznivé půdní prostředí může být významnou omezující podmínkou pro pěstování produkčně významných listnatých dřevin, které jsou na výživu obvykle náročnější než smrk či borovice.

Pro budoucnost lesního hospodářství představuje vápnění a chemické meliorace lesních půd obecně jeden z významných prostředků k uchování dlouhodobé produkce, ale i zdravotního stavu a stability lesních porostů. K plánování opatření je potřeba přistupovat diferencovaně s konkrétní znalostí procesů probíhajících na jednotlivých stanovištích a v odpovídající míře zajistit kontrolu a sledování účinnosti zásahů. Zároveň je potřeba souběžně využívat možnosti biologické meliorace lesních půd a nadále věnovat pozornost výzkumu vlivu hospodářských opatření na bilanci živin v lesních ekosystémech.

Summary

The book summarizes reasons, history and effects of forest soil liming in the Czech Republic. The first part is focused on forest soil acidification. Forests in the Czech Republic faced the extreme air pollution load, which led to the ecosystem decay (fig. 1.1) in some areas in the 1970s and ´80s. The sulphur dioxide concentration in the air (fig 1.3) as well as sulphur bulk and throughfall deposition (fig 1.4) have decreased significantly since 1990; the nitrogen deposition, however, does not show similar positive trend (fig 1.5). This corresponds with the fact that the critical load for nitrogen is still exceeded at the majority of the area of the Czech Republic (fig. 1.6).

The main chemical properties of forest soils in the Czech Republic detected by the European BioSoil project (De Vos and Cools 2011) are presented in table 1.1, geographical distribution of individual parameters in maps, see figs. 1.7–1.11. Forest soils are in general quite acidic (median pH 4.2–4.8) with low to very low content of calcium (140 $mg.kg^{-1}$) and low base saturation (20%).

The history of liming in the Czech Republic started as early as in 19th century; the applications, however, were quite unique until the 1970s when liming begun to be used in the areas damaged by air pollution. The extent of liming in different region during the period 1975–1991 is presented in tab. 1.2. In the beginning of the 1990s liming was abandoned due to clear decrease in air pollution and positive development of forest health in the Krušné hory Mts. (Ore Mts.) as well as in other regions influenced by pollution. Yellowing of Norway spruce stands in the western Ore Mts. and Orlické hory Mts. (Eagle Mts.) (fig. 1.12) pointed out that forest soils influenced by long-term acidic deposition cannot easily self-regenerate. The situation initiates a new period of liming, which is on legal base launched by the government resolutions 532/2000 and 22/2004. The extent of liming is presented in fig. 1.13 and tab. 1.3. The common knowledge about (positive as well as adverse) effects on forest ecosystems are presented in chapter 1.4.

Chapter 2 describes methods of liming and control system that have been used since 2000. Parameters of dolomite lime are presented in tables 1.1 (grain size) and 1.2 (chemical composition). Control samples of lime (fig. 1.2) are analysed on regular basis (ca 1 sample per 300 t); the quality of aerial application is checked by control trays (fig. 1.3). The long-term effectiveness of liming is controlled by repeated analysis of forest soils. Samples of organic layer (FH), upper organic-mineral horizon (A), and lower mineral layer down to ca 30 cm (B) (fig. 2.3) are taken before liming and then two, five, and ten years after application. Results of this control are presented in chapter 3 and 4.

Chapter 3 summarizes information about chemical amelioration in the western Ore Mts. At small areas with strongly damaged forest stands fertilizing was used (tab. 3.1, fig. 3.2);

extent of liming is shown in table 3.2 and in figure 3.3. Figure 3.4 shows the sampling points for soil analyses. Results of pH, exchangeable Ca and exchangeable Mg for soil horizons FH, A and B, and sampling before liming (_0), two years (_2), five years (_5) and ten years (_10) after application are presented in figures 3.5–3.7. The development of exchangeable Ca and Mg at control plots without liming is shown in fig. 3.8. In general there is a significant effect of liming in upper soil horizons (FH and A) two and five years after liming. Ten years after liming the effect is decreasing and significant only for magnesium. Deeper soil layer B is not influenced in exchangeable Ca, but there is a significant increase in pH and magnesium ten years after application. Development of calcium and magnesium nutrition in Norway spruce needles could be seen in fig. 3.10. The share of deficiency of these elements in current year (1.r) and one year old (2.r) needles displayed in red and orange colours is significantly decreasing. Similar figure for nitrogen needle content can be seen in fig. 3.11.

Chapter 4 deals with the eastern part of the Ore Mts. This part was deforested during the air pollution period 1970-1985, and non-native temporal stand of blue spruce, birch, larch, mountain ash and other species were established as a passive protection against pollution (fig. 4.1). At some sites the “bulldozer preparation” before reforestation was used, which led to removal of nutrient stored in upper humus layer. Liming and fertilizers were used in more ordinary way than in the western Ore Mts. during that time, making the soil patterns much more heterogeneous. Limed areas since 2000 are summarized in table 4.1 and fig. 4.3; sampling sites are shown in fig. 4.4. The development of pH (fig. 4.5), exchangeable Ca (fig. 4.6), and exchangeable Mg (fig. 4.7) is less significant than it was in the western Ore Mts., which could be connected to the extreme variability of soil conditions. The leaf analyses, however, demonstrate improved nutrition of forest trees by calcium, magnesium, and nitrogen (fig. 4.9–4.10).

Chapter 5 in brief presents lime application in other areas of the Czech Republic: Eagle Mts. (5.1), forest administration Plasy (5.2), and the Jizerské hory Mts (Jizera Mts.).

In chapter 6 the perspectives of liming in the Czech Republic are presented. The current properties of forest soils, nutrition state of forests, and still excessive deposition of nitrogen suggest the chemical amelioration, in particular dolomite liming, as an important tool for ensuring the sustainability of forest nutrition, forests production and their environmental and social functions for future generations.

Seznam použitých zkratek

A	organominerální horizont lesních půd – svrchní část minerální půdy, která je ovlivněna prostupujícími látkami ze svrchní humusové vrstvy
B	v této práci označení vrstvy minerální půdy pod horizontem A (neovlivněné humusem) do hloubky cca 30 cm
FH	označení nadložního organického horizontu lesních půd – fermentačního a humifikačního horizontu, tedy humusová vrstva bez opadanky (podrobněji na str. 38)
ČR	Česká republika
LS	lesní správa
LČR, s.p.	Lesy České republiky, státní podnik
LVS	lesní vegetační stupeň
MZe	Ministerstvo zemědělství
NPR	národní přírodní rezervace
PLO	přírodní lesní oblast
PR	přírodní rezervace
ÚHÚL	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
ÚKZUZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
VÚLHM	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.

Použitá literatura

Aber, J., 1992: Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. Tree, 7, 220-223

Armbruster, M., Köhler, H., Feger, K.-H., 2000: Chemische Zusammensetzung zweier quellnaher Waldbäche im Hochschwarzwald – Abflussabhängige Variabilität und Einfluss einer Bodenkalkung. Forstwissenschaftliche Centralblatt, 119, 249-262

Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A., 2002: Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science, 59, 233-253

Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Evans, C., Messenburg, H., Moritz, K., Prechtel, A., 2001: Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? Hydrology and Earth system Sciences, 5, 283-297

Bäckman, J. S. K., Klemedtsson Å. K., 2003: Increased nitrification in acid coniferous forests soil due to high nitrogen deposition and liming. Scandinavian Journal of Forest Research, 18, 514-524

Bäckman, J. S. K., Klemedtsson Å. K., Klemedtsson, L., Lindgren P.-E., 2004: Clear-cutting affects the ammonia-oxidising community differently in limed and non-limed coniferous forest soils. Biology and Fertity of Soils, 40, 260-267

Badalík, V., 2006: Zkušenosti s leteckým vápněním dle usnesení vlády ČR č. 532/2000 a č. 22/2004 a informace o předběžných výsledcích výzkumného projektu vyhodnocujícího vliv vápnění na půdní a epigeickou faunu. In: Neuhöferová, P. Využití chemické meliorace v lesním hospodářství – Sborník referátů. Praha, ČZU, 23-26

Balek, J., Šrámek, V., Lomský, B., 2001: Vápnění a hnojení lesních porostů v letech 2000-2001. Lesnická práce, 80, 483

Bauhus, J., Vor, T., Bartsch, N., Cowling, A., 2004: The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. Canadian Journal of Forest Research, 34, 509-518

Berg, B., Laskowski, R., 2006: Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. Advances in Ecological Research 38, Academic Press, Elsevier, 428 s.

Berger, T. W., Untersteiner, H., Schumel, H., Jost, G., 2008: Throughfall fluxes in a secondary spruce (*Picea abies*), beech (*Fagus sylvatica*) and mixed spruce-beech stand. Forest Ecology and Management, 255, 605-618

Bíba, M., Vícha, Z., Oceánská, Z., 2007: Chemismus vody drobných vodních toků ve vodohospodářsky významných lesních oblastech ČR. Zprávy lesnického výzkumu, 2, 132-137

Binkley, D., 1986: Forest nutrition management. John Willey & Sons, 290 s.

Binkley, D., HögBerg, P., 1997: Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish Forests? Forest Ecology and Management, 92, 119-152

Boháčová, L., Lomský, B., Šrámek, V., (eds.), 2009: Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice – Ročenka programu ICP Forests/Forest Focus 2006 a 2007. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 134 s.

Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O., Vašát, R., 2005: Factors of spatial distribution of forest floor properties in the Jizerské Mountains. Pland and Soil Environment, 51, 447-455

Boštík, J., 1988: Zkušenosti s leteckým vápněním na Lesním závodě Klášterec nad Ohří. Lesnická práce, 67, 393-396

Boudot, J.P., Becquer, T., Merlet, D., Rouiller, J., 1994: Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). Annales des Sciences Forestieres, 51, 27-51

Bressem, U., Münden, H., 1998: Förderung der Buchennaturverjüngung. AFZ / Der Wald, 933-936

Bublinec, E., Ilavský, J., 1990: Harvesting of abovegroud biomass of trees and its effect on site conditions in forests. Lesnictví, 36: 887-894

Cronan, C.S., Grigal, D.F., 1995: Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. Journal of Environmental Quality, 24, 209-226

Czerney, P., Mai, H., 1970: Bodenkundlich-chemische und mikrobiologische Untersuchungen an einer Kalkvesuchgsfläche auf dem Langen Berg in Thüringen. Tagungsberichte der Deutschen Akademie für landwirtschaftliche Wissenschaften, 112, 141-152

De Keersmaeker, L., Neirynck, J., Madelein, D., De Schrijver, A., Lust, N., 2000: Soil water chemistry and revegetation of a limed clearcut in a nitrogen saturated forest. Water Air and Soil Pollution, 122, 49-62

De Vos, B., Cools, N., 2011: Second European forest soil condition report. Volume I: Results of the BioSoil soil survey. INBO.R.2011.35. Research Institute for Nature and Forest, Brussel, 359 s.

De Vries, W., Reinds, G.J., Klap, J.M., Van Leeuwen, E.P., Erisman, J.W, 2000: Effects of environmental stress on forest crown condition in europe. Part III: Estimation of critical deposition and concentration levels and their exceedances. Water Air and Soil Pollution, 119, 363-386

Derome, J., 1985: Forest liming as a mean of counteracting the effect of soil acidification. In: Symposium on the effects of air pollution on forest and water ecosystem. Helsinki, 89-100

Dise N. B., Rothwell J. J., Gauci V., Van Der Salm, C., De Vries, W., 2009: Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. Science of the Total Environment, 407, 1798–1808

Ehrmann, O., Creglingen, Feger, K.-H., 2006: Auswirkungen von Waldkalkungen auf Regenwürmer und Bodenstruktur. Allgemeine Forstzeitschrift / Der Wald, 19, 1046-1049

Erstad, J. K., Erstad, A., Rex, M., Luukkonen, E., 1993: Quality of silicate liming materials from Northern Europe assessed by hree methods of testing reactivity. Fureneset Forskingsstasjon Rapport, 120

Fabiánek, P. (ed.), 2004: Monitoring stavu lesa v České republice 1984-2003. Ministerstvo zemědělství, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 431 s.

Fabiánek, P., Hellebrandová, K., Čapek, M., 2012: Monitoring of defoliation in forest stands of the Czech Republic and its comparison with results of defoliation monitoring in other European countries. Journal of Forest Science, 58, 193-202

Fiala, P., Reininger, D., Samek, T., 2003: Výsledky průzkumu stavu výživy lesa v lesní přírodní oblasti č. 16 Českomoravská vrchovina. ÚKZÚZ Brno, 107 s.

Fiala, P., Reininger, D., Samek, T., 2004: Výsledky průzkumu stavu výživy lesa na území lesní správy Vyšší Brod. ÚKZÚZ Brno, 46 s.

Fiala, P., Reininger, D., Samek, T., 2005: Zhodnocení účinků vápnění na lesní ekosystémy Krušných hor z období 1999-2005. ÚKZÚZ Brno, 78 s.

Fiala, P., Reininger, D., Samek, T., Němec, P., Sušil, A., 2013: Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011. ÚKZÚZ Brno, 148 s.

Fiala, P., Reininger, D., Trávník, K., 2000: Výsledky průzkumu stavu výživy lesa v lesní přírodní oblasti č. 01 Krušné hory. ÚKZÚZ Brno, 67 s.

Fisher, R., Binkley, D., 2000: Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, 489 s.

Franz, B., 2004: Bodenschutzkalkung im Forstamt Klingenthal. Entwicklung einer GIS-gestürtzten Dokumentation sowie Untersuchungen zur Wirkungen und Risiken. Diplomová práce. TU Dresden, 65 s.

Galloway, J. N., 1998: The global nitrogen cycle: changes and consequences. Environmental Pollution 102, Suppl. 1, 15-24

Gundersen, P., Callesen, I., De Vries, W., 1998: Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. Environmental Pollution, 102, 403-407

Gussone, H. A., 1983: Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. Forst und Holzwirtschaft, 38, 63-71

Hahn, G., Marschner, H., 1998: Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. Plant and Soil, 199: 11-22

Hisinger, P., 2001: Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. Plant and Soil, 237, 173-195

Hofmeister, J., Oulehle, F., Krám, P., Hruška, J., 2008: Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands, Czech Republic. Biogeochemistry, 88, 139-151

Hruška, J., Ciencala, E., 2002: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí, 159 s.

Huber, Ch., Kreutzer, K., Röhle, H., Rothe, A., 2004: Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentration in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. Forest Ecology and Management, 200: 3-21

Huber, Ch., Weis, W., Göttlein, A., 2006: Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Högwald site, Germany from 1982 to 2004. Annales of Forest Science, 63: 861-869

Hůnová, I., Šantroch, J., Ostatnická, J., 2004: Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993–2001. Atmospheric Environment, 38: 887–898

Huntington, T. G., Hooper, R. P., Johnson, C. E., Aulenbach, B. T., Cappellato R., Blum A. E., 2000: Calcium depletion in a southeastern United States forest ecosystem. Soil Science Society of America Journal 64, 1845-1858.

Huttermann A., Ulrich B., 1984: Solid phase-solution-root interactions in soils subjected to acid deposition. Philospohical Transactions of the Royal Society of London, Series B – Biological Sciences, 305, 353-368

Hüttl, R., 1985: „Neuartige“ Waldschäden und Nährelementversorgung. Freiburg im Breisgau, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, 195 s.

Hüttl, R., Schaaf, W., 1997: Magnesium deficiency in Forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, 365 s.

Ingerslev, M., Hallbäcken, L., 1999: Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II. Accumulation of biomass and nutrients. Forest Ecology and Management, 119, 21-38

Jonard, M., André, F., Giot, P., Weissen, F., Van der Perre, R., Ponette, Q., 2010: Thirteen-year monitoring of liming and PK fertilization effects on tree vitality in Norway spruce and European beech stands. European Journal of Forest Research, 129, 1203-1211

Jonáš, F., 1986: Acidifikace lesních půd, její prognóza a úprava reakce půdy. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 19-26

Judas, M., 2002: Effekte von Meliorations- Kalkungen auf Gruppen der Boden- Makrofauna. Forstarchiv, 73, 83-91

Kakei, M., Clifford, P. E., 2002: Short-term effects of lime application on soil properties and fine-root characteristics for a 9-year-old Sitka spruce plantation growing on a deep peat soil. Forestry 75, 37-50

Kandler, O., Senser, M., Miller, W., 1990: Vergilbung und Wiedergrünung der Fichte. In: Jositz, J. (ed.): Neuartige Waldschäden - Erkenntnisse und Folgerungen. Hanns-Siedel-Stifung, 113 –138

Kaupenjohann, M., 1989: Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther bodenkundliche Berichte 11, 202 s.

Khanna, P. K., Ulrich, B., 1985: Processes associated with acidification of soils and their influence on the stability of spruce stands in Solling area. In: Proc. Symp. Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems, Ostravice, October 1-5, 1984. Fac. Forestry University of Agriculture Brno, 23-26

Klimo, E., Vavříček, D., 1991: Acidifikace a vápnění lesních půd v Beskydech. Lesnictví, 37, 61-72

Kouba, M., Klán, R., 2006: Vývoj pedochemických charakteristik v čase u porostů smrku pichlavého a břízy na náhorní plošině Krušných hor na půdách degradovaných buldozerovou přípravou v lokalitě Boleboř. In: Slodičák, M., Novák, J.: Lesnický výzkum v Krušných horách – recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference, VÚLHM, 79-88

Kozák, J. (ed.) 2009: Atlas půd České republiky. MZe a ČZU Praha, 150 s.

Krapfenbauer, A., Buchleitner, E., 1981: Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz einer Fichtenbestandes. Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 98, 193-223

Kreutzer, K., 1979: Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 98, 298-308

Kreutzer, K., 1995: Effects of liming on soil processes. Plant and Soil, 168, 447-470

Krug, E., C., Frink, Ch., 1986: Acid rain on acid soil: a new perspective. Science, 221, 520-525

Kubelka, L., 1988: Účinnost leteckého vápnění v oblasti Krušných hor. Lesnická práce, 67, 542-546

Kubelka, L. (ed.), 1992: Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. MZe, 133 s.

Kula, E., 2009: Půdní a epigeická fauna stanovišť ovlivněných vápněním a její dynamika. LČR a MZLU v Brně, 438 s.

Kulhavý, J., 2000: The effect of sulphur addition and liming on soils in Norway spruce stands. In: Klimo, E., Hager, H., Kulhavý, J. (eds.): Spruce monocultures in Central Europe – problems and prospects. EFI Proceedings No. 33, 93-101

Kulhavý, J., 2002: Hodnocení účinnosti melioračních opatření na lesních půdách. LF MZLU, 44 s.

Kulhavý, J., Betušová, M., Grunda, B., 2001: Jak dál v přípravě půdy pro zalesňování v Krušných horách. In: Slodičák, M., Novák, J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. VÚLHM, 33-39

Kulhavý, J., Formánek, P., 2001: Nitrogen transformation in the soil of spruce stands in the plateau part of the Krušné hory Mts. (Erzgebirge) and its relation to nitrogen uptake. Journal of Forest Science, 47, 73-77

Kulhavý, J., Klimo, E., 1998: Soil and nutrition status of forest stands under various site conditions of the Moravian-Silesian Beskids. Chemosphere, 36, 1113-1118

Kulhavý, J., Lomský, B., Sáňka, M., 2000: Posouzení účinnosti vpravování dolomitického vápence do půdy rýhovým rotavátorem. In: Slodičák, M., Novák, J.: Výsledky a postupy výzkumu v imisní oblasti SV Krušnohoří. VÚLHM, 11-20

Kulhavý, J., Marková, I., Drápelová, I., Truparová, S., 2009: The effect of liming on the mineral nutrition of the mountain Norway spruce (*Picea abies* L.) forest. Journal of Forest Science, 55, 1-8

Kulhavý, J., Šrámek, V., Lomský, B., Fiala, P., Borůvka, L., Menšík, L., 2008: Stav lesních půd zájmové oblasti. In: Slodičák, M., et al. (eds.): Lesnické hospodaření v Krušných horách. LČR, VÚLHM, 71-98

Kuneš, I., 2003: Prosperity of spruce plantation after application of dolomitic limestone powder. Journal of Forest Science, 49, 220-228

Kuneš, I., Balcar, V., Vykypělová, E., Zadina, J., 2006: Vliv jamkové aplikace moučky dolomitického vápence na půdní prostředí uvnitř sadebních jamek a mimo jamkový prostor v rámci podmínek kyselého horského stanoviště v Jizerských horách. Zprávy lesnického výzkumu, 51, 84-91

Kuneš, I., Podrázský, V., 2003: Trvalost efektu chemické meliorace na imisních holinách. In: Slodičák, M., Novák J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2002. VÚLHM, 25-31

LAF 2000: Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Sächsische Landesanstalt für Forsten, Schriftenreihe der LAF, Heft 21/2000, 58 s.

Lettl, A., 1992: Vápnění a hnojení zatravnělých lesních porostů. Lesnictví, 38, 35-45

Ljungström, M., Nihlgård, B., 1995: Effects of lime and phosphate additions on nutrient status and growth of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings. Forest Ecology and Management, 74, 133-148

Lochman, V., 2000: Vývoj depozice imisních látek, chemismu půdní vody a půdy na výzkumných plochách Šerlich a složení vody v povrchovém zdroji. In: Slodičák, M., (ed.): Sborník referátů z celostátního semináře Opočno, 31. 8.-1. 9. 2000. VÚLHM, 31-36

Lochman, V., Bíba, M., Šebková, V., 2001: Vývoj zásoby přístupných živin v půdách výzkumných povodí Červíku A, Červíku B a Malé Ráztoky. Beskydy, 14, 43-50

Lochman, V.; Maxa, M.; Bíba, M., 2006: Vývoj chemismu půdy na výzkumných plochách VÚLHM v období poklesu spadu imisních látek. Zprávy lesnického výzkumu, 51, 106-120

Lochman, V., Šebková, V., 1998: The development of air pollutant depositions and soil chemistry on the research plots in the eastern part of the Ore Mts. Lesnictví-Forestry, 45, 549-560

Lochman, V., Šrámek, V., Fadrhonsová, V., Lachmanová, Z., 2008: Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 53, 165-178

Lomský, B., Novotný, R., Šrámek, V., 2011: Změny ve výživě fosforem v mladých smrkových porostech. Zprávy lesnického výzkumu, 56, 83-93

Lomský, B., Pfanz, H., 2002: SO2-pollution and forest decline in the Ore Mts. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, MZe, 342 s.

Lomský, B., Šrámek, V., 2004: Different types of damage in mountain forest stands of the Czech Republic. Journal of Forest Science, 50, 533-537

Lomský, B., Šrámek, V., Maxa, M., 2006: Fertilizing measures to decrease Norway spruce yellowing. Journal of Forest Science, 52, Special issue, 65-72

Lomský, B., Šrámek, V., Novotný, R., 2012: Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. European Journal of Forest Research, 131, 757-771

Lorenz, K., Feger, K.-H., Kandeler, E., 2001: The response of soil microbial biomass and activity of a Norway spruce forest to liming and drought. J. Plant. Nutr. Soil. Sci. 164, 9-19

Mařan, B., Káš, V., 1948: Biologie lesa I. – pedologie a mikrobiologie lesních půd: Melantrich, 596 s.

Materna, J., 1963: Výživa a hnojení lesních porostů. Státní zemědělské nakladatelství. 229 s.

Materna, J., 1986: Změny ve výživě lesních porostů a jejich kompenzace. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 8-16

Materna, J., Skoblík, J., 1988: Vápnění – nutné opatření pro omezení vlivu imisí na les. Lesnická práce, 67, 387-391

Matzner, E., 1985: Auswirkungen vo Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. Allgemeine Forstzeitschrift, 41, 1143-1147.

Matzner, E., Ulrich, B., 1983: The turnover of protons by menaralization and ion uptake in a beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce ecosystem. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Proceeding of a Workshop, Göttingen 1982, 93-103

McKie, B. G., Petrin, Z., Malmquist, B., 2006: Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. Journal of Applied Ecology, 43, 780-791

Meiwes, K. J., 1995: Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. Water Air and Soil Pollution, 85, 143-152

Meiwes, K. J., Mindrup, M., Khanna, P. K., 2002: Retention of Ca and Mg in the forest floor of a spruce stand after application of various liming materials. Forest Ecology and Management, 159, 27-36

Mengel, K., Lutz, H., Breininger, M., 1987: Auswaschung von Nährstoffen durch suren Nebel aus jungen intakten Fichten (*Picea abies*). Zentrall Pflanzernährung Bodenkulture, 150, 61-68

Menšík, L., Kula, E., 2011: Forest floor and soils in limed stands of substitute species in Klášterec nad Ohří forest district in the Krušné hory Mts. Journal of Forest Science, 57, 96-106

Minďáš, J., Škvarenina, J. (eds.) 2003: Lesy Slovenska a globálné klimatické zmeny. EFRA Zvolen, Lesnícky výskumný ústav Zvolen, 128 s.

Musil, I., Pavlíček, V., 2002: Liming of forest soils: efectiveness of particle-size fractions. Journal of Forest Science, 48, 121-129

MZe, 2013: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2012. Ministerstvo zemědělství, 132 s.

Němec, A., 1938: Vliv vápnění na vzrůst sazenic smrku v lesních školkách. Lesnická práce, 17, 209-231

Němec A., 1939: Poruchy výživy smrkových kultur na ortštejnových půdách velkostatku Hrubá Skála. Sborník Československé akademie zemědělské, 18, 26-35

Němec, A., 1942: Příčiny krnění a zlepšení vzrůstu kultur borovice v polesí Běleč lesního úřadu města Hradec Králové. Sborník Československé akademie zemědělské, 17, 74-84

Němec, A., 1949: Zkušenosti z pokusů zlepšování vzrůstu krnících kultur a meliorace degradovaných lesních půd. Československý les, 29, 364–366

Němec, A., 1956: Meliorace degradovaných lesních půd. Státní zemědělské nakladatelství Praha, 294 s.

Němec, A., Mařan, B., 1939: Výsledky melioračních pokusů na onemocnělých lesních půdách v pánvi plzeňské. Lesnická práce, 18, 507-539

Němeček, J. Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, 78 s.

Nilsson, S. V., Andersson, S., Valeur, I., Persson, T., Bergholm, J., Wirén, A., 2001: Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Forest Ecology and Management, 146, 55-73

Nilsson, J., Grennfelt, P., 1998: Critical loads for sulphur and nitrogen. Workshop at Skokloster, Sweden, March 19-24. The Nordic Council of Ministerial Report 15, Copenhagen

Novotný, R., Lachmanová, Z., Šrámek, V., Vortelová, L., 2008: Air pollution load and stand nutrition in the forest district Jablunkov, part Nýdek. Journal of Forest Science, 54, 49-54

Novotný, R., Šrámek, V., Menšík, L., 2012: Drcení těžebních zbytků – vhodný způsob udržení živin v lesním ekosystému. Lesnická práce, 91, 637-639

Olsson B. A., Bengtsson J., Lundkvist H., 1996: Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. Forest Ecology and Management, 84: 135-147.

Oulehle F., McDowell W. H., Aitkenjead-Peterson J. A., 2008: Long-term trends in stream nitrate concentrations and losses across watersheds undergoing recovery from acidification in the Czech Republic. Ecosystems, 11, 410-425

Pampe, A., Meiwes, K. J., Petersen, R., 2004: Effekte plätzenweiser Kalkeinarbeitung auf Sprosswachstum, Wurzelausbreitung und Ernährungszustand gepflanzter Buchen (*Fagus sylvatica* L.). Forstarchiv, 75, 131-142

Peřina, V., Podrázský, V., 1988: Účinnost vápnění v Jizerských horách. Lesnická práce, 67, 12-17

Plíva, K., Žlábek, I., 1986: Přírodní lesní oblasti ČSR. SZN a Ministerstvo lesního a vodního hospodářství, 313 s.

Podrázský, V., 1989: Vliv vápnění na chemické vlastnosti lesních půd Jizerských hor a Krkonoš. Práce VÚLHM, 74, 169-205

Podrázský, V., 1990: Dosavadní výsledky výzkumu vápnění v imisních oblastech Jizerských hor, Krkonoš a Orlických hor. Lesnická práce, 69, 399-404

Podrázský, V., 1991a: Vliv vápnění na vlastnosti lesních půd a na odolnost lesních dřevin vůči působení imisí. Lesnictví, 37, 161-182

Podrázský, V., 1991b: Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně ekologických podmínkách Orlických hor. Lesnictví, 37, 1009-1023

Podrázský, V., 2001: Potřeba a možnosti využití vápnění a hnojení v oblasti Krušných hor. In: Slodičák, M., Novák, J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. VÚLHM, 41-47

Podrázský, V., 2003a: Chemická meliorace v komplexu lesnických opatření. In: Využití chemické meliorace v lesním hospodářství ČR. Sborník ze semináře 18.února 2003, Kostelec nad Černými lesy. ČZU, 6-7

Podrázský, V., 2003b: Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně ekologických podmínkách Orlických hor. Lesnictví-Forestry, 39, 97-105

Podrázský, V., 2006: Effect of controlled liming on the soil chemistry on the immission clear-cut. Journal of Forest Science, 52, Special issue, 28-34

Podrázský, V., Remeš, J., Ulbrichová, I., 2003: Biological and chemical ammelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. – Czech Republic. Journal of Forest Science, 49, 141-147

Podrázský, V., Remeš, J., Ulbrichová, I., Svoboda, M., Burda, P., Kratochvíl, J., Ryšánková, H., 2002: Využití opatření chemické meliorace a spontánních procesů v obnově lesů Krušných hor v jejich západní části. LF ČZU, 65 s.

Podrázský, V., Ulbrichová, I., 2002: Dlouhodobé účinky povrchového vápnění na stav kultur smrku a lesní půdy v imisních oblastech. In: Slodičák, M., Novák, J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2001. VÚLHM, 29-36

Podrázský, V., Ulbrichová, I., Remeš, J., 2001: Účinnost provozního vápnění v Jizerských horách. Lesnická práce, 80, 438-440

Potthoff, M., Asche, N., Stein, B., Muhs, A., Beese, F., 2008: Earthworm communities in temperate beech wood fores soils affected by liming. European Journal of Soil Biology, 44, 247-254

Pretel, J. (ed.), 2011: Zpřesnění dosavadních odhadů dopadů klimatické změny v sektorech vodního hospodářství, zemědělství a lesnictví a návrhy adaptačních opatření. Technické shrnutí výsledků projektu VaV – SP/1a6/108/07. Český hydrometeorologický ústav, 67 s.

Raška, L., 1989: Vyhodnocení účinku leteckého vápnění v Beskydech na lesních porostech poškozených imisemi. Lesnická práce, 68, 536-540

Rineau, F., Maurice, J.-P., Nys, C., Voiry, H., Garbaye, J., 2010: Forest liming durably impact the communities of ectomycorrhizas and fungal epigeous fruiting bodies. Annals of Forest Science, 67, 110.1-110.12

Rosenberg, W., Nierop, K. G. J., Knicker, H., de Jager, P. A., Kreutzer, K., Weib, T., 2003: Liming effects on the chemical composition of the organic surface layer of a mature Norway spruce stand (*Picea abies* [L.] Karst.). Soil Biology & Biochemistry, 35, 155-165

Rotter, P., Šrámek, V., Vácha, R., Borůvka, L., Fadrhonsová, V., Sáňka, M., Drábek, O., Vortelová, L., 2013: Rizikové prvky v lesních půdách: review. Zprávy lesnického výzkumu, 58, 17-27

Saari, A., Smolander, A., Martikainen, P. J., 2004: Methane consumption in a frequently nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting. Soil Use and Management, 20, 65-73

Samec, P., Vavříček, D., Šimková, P., Pňáček, J., 2007: Multivariate statistical approach to comparison of the nutrient status of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and top-soil properties in differently managed forest stands. Journal of Forest Science, 53, 101-112

Samek, T., 2007: Evidence meliorací lesních půd. Lesnická práce, 86, 802-803

Samek, T., Fiala, P., Reininger, D., Malý, S., 2011: Kontrola účinnosti vápnění v lesích. Lesnická práce, 90, 664-666

Schreffler, A., M., Sharpe, W., E., 2003: Effects of lime, fertilizer, and herbicide on forest soil and soil solution chemistry, hardwood regeneration, and hardwood growth following shelterwood harvest. Forest Ecology and Management, 177, 471-484

Schüller, G., 1991: Initial compensation of acidic deposition in forest ecosystems by different rock meals. Water Air and Soil Pollution, 54, 435-444

Schulze, E. D. (ed.), 2000: Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Ecological Studies 142. Springer, 500 s.

Siklström, U., 2002: Effects of liming and fertilization (N, PK) on stem growth, crown transparency, and needle element concentrations of *Picea abies* stands in southwestern Sweden. Canadian Journal of Forest Research, 32: 1717-1727

Skořepová, I., Roušarová, Š., Fanta, M., Šolc, P., Strnad, Z., 1997: Mapování kritických zátěží síry a dusíku na území České republiky. Ochrana ovzduší, 3, 2-7

Slodičák, M. (ed.), 2005: Lesnické hospodaření v Jizerských horách. Lesy České republiky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 232 s.

Smolander, A., Mälkönen E., 1994: Microbial biomass C and N in limed soil of Norway spruce stands. Soil. Biol. Biochem., 26, 503-509

Spellmann, H., Meiwes, K. J., 1995: Positive Auswirkungen der Kalkung. Algemeine Forstzeitschrift, 71-73

Šebková, V., Šrámek, V., Lomský, B., 2001: The effect of liquid fertilisers application on the damaged spruce stands in western part of the Ore Mts. Journal of Forest Science, 47, Special issue, 132-138

Šrámek, V., 2005: Metodika výběru ploch pro plošnou chemickou melioraci půd. TEI – bulletin technicko-ekonomických informací, VÚLHM, 8 s.

Šrámek, V., Fadrhonsová, V., Vortelová, L., Lomský, B., 2012: Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming. Journal of Forest Science, 58, 57-66

Šrámek, V., Lomský, B., Fadrnohsová, V., 2003: Vápnění lesních porostů v Krušných horách – výsledky opakovaných analýz na LS Horní Blatná a OL Boží dar. In: Slodičák, M., Novák, J.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2002. VÚLHM, 33-40

Šrámek, V., Lomský, B., Novotný, R., 2009: Hodnocení obsahu a zásoby živin v lesních porostech – literární přehled. Zprávy lesnického výzkumu, 54, 307-315

Šrámek, V., Lomský, B., Šebková, V., 2000: Zdravotní stav lesních porostů v Orlických horách z hlediska imisního zatížení a stavu výživy. In: Slodičák, M. (ed): Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor. Sborník referátů z celostátního semináře. VÚLHM, 89-93

Šrámek, V., Materna, J., Novotný, R., Fadrhonsová, V., 2006a: Effect of forest liming in the Western Krušné hory Mts. Journal of Forest Science, 52, Special Issue, 45-51

Šrámek, V., Vortelová, L., Novotný, R., Maxa, M., 2006b: Střednědobá účinnost vápnění v Krušných horách – výsledky opakovaných analýz půd a jehličí v období pěti let po zásahu. In: Slodičák, M., Novák, J.: Lesnický výzkum v Krušných horách – recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference. VÚLHM, 317-333

Šrámek, V., Novotný, R., 2013: Stav lesních půd a chřadnutí smrku. Lesnická práce, 92, 370-371

Šrámek, V., Novotný, R., Lomský, B., Fadrhonsová, V., 2004: Testování nově vyvinutého melioračního materiálu na LS Kraslice. In: Novák, J., Slodičák, M.: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2003. 167-174

Šrámek, V., Slodičák, M., Lomský, B., Balcar, V., Kulhavý, J., Hadaš, P., Půlkráb, K., Šišák, L., Pěnička, L., Sloup, M., 2008a: The Ore Mountains: Will successive recovery of forests from lethal Disease be successful? Mountain Research and Development, 28, 216-221

Šrámek, V., Vortelová, L., Lomský, B., 2008b: BIOSOIL – Evropský projekt monitoringu lesních půd – průběh v České republice. Půda v moderní informační společnosti – 1. konference České pedologické společnosti a Societas pedologica slovada – sborník příspěvků (na CD), 287-297

Šrámek, V., Vortelová, L., Fadrhonsová, V., Hellebrandová, K., 2011: Výsledky výzkumu lesních půd v rámci programu Biosoil v České republice – zajištění výživy dřevin základními živinami. In: Sobocká J.: Diagnostika, klasifikácia a mapovanie pôd. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Societas pedologica slovaca, Bratislava, 182-190

Šrámek, V., Jurkovská, L., Fadrhonsová, V., Hellebrandová, K., 2013: Chemismus lesních půd ČR podle typologických kategorií – výsledky monitoringu lesních půd v rámci projektu EU „BioSoil“. Zprávy lesnického výzkumu, 58, 314-323

Tesař, V., 1986: Reakce smrku ztepilého na přihnojení vápencem nebo diabazem při výsadbě do imisní oblasti. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, s. 36-45

Tomlinson, G.H., 2003: Acidic deposition, nutrient leaching and forest growth. Biogeochemistry, 65, 51-81

ÚHÚL, 2007: Národní inventarizace lesů v České republice, 2001-2004. Úvod, metody, výsledky. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem. 224 s.

ÚKZÚZ, 2009: Metodický pokyn č. 22/OBKP: Kontrola kvality leteckého rozmetání vápence. ÚKZÚZ Brno, 3 s.

Ulrich, B., Meyer, H., Jänich, K., Büttner, G., 1989: Basenverluste in den Böden von Hainsimsen – Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. Forst und Holz, 44, 251-253

UNECE, 2011: The condition of forests in Europe. 2011 executive summary. ICP Forests, UNECE, 21 s.

UNECE, 2012: The condition of forests in Europe. 2012 executive summary. ICP Forests, UNECE, 24 s.

Vanguelova E.I., Hirano Y., Eldhuset T.D., Sas-Paszt L., Bakker M.R., Püttsepp Ü., Brunner I., Lõhmus K., Godbold K., 2007: The fine roots Ca/Al molar ratio – indicator of Al and acidity stress. Plant Biosystems, 141, 460-480

Vavříček, D., 2000: Možnosti využití tabletovaného hnojiva při revitalizaci lesních ekosystémů. In: Slodičák, M., (ed.): Sborník referátů z celostátního semináře Opočno, 31. 8.-1. 9. 2000. VÚLHM, 151-159

Vavříček, D., 2001: Některá rizika spojená s povrchovým vápněním lesních ekosystémů. In: Slodičák, M., Novák, J., Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách. VÚLHM, 21-27

Vejre, H., Ingerslev, M., Raulund-Rasnzssen, K., 2001: Fertilization of Dannish forests: A review of experiments. Scandinavian Journal of Forest Research, 16, 502-513

Vortelová, L., Šrámek, V., Lochman, V., Maxa, M., Fadrhonsová, V., 2007: Development of soil solution chemistry in the Ore Mountains. In: Forestry research in the Ore Mts. Reviewed proceedings from the national scientific workshop, Teplice 14.9. 2007. ES MZLU v Brně, 93-106

Wanner, M., Funke, I., Funke, W., 1994: Effects of liming, fertilization and acidificatio on pH, soil moisture and ATP content of soil from a spruce forest in Southern Germany. Biology and Fertility of Soils. 17, 297-300

Záhornadská, J., 2002: Srovnávací studie analytických metodik pro rozbory půd VÚLHM a ÚKZUZ. VÚLHM, 17 s.

Zirlewagen, D., Von Wilpert, K., 2004: Using model scenarios to predict and evaluate forest-management impacts on soil – base saturation at landscape level. European Journal of Forest Research, 123, 269-282

Zöttl, H. W., 1985: Die Rolle der Nährelementeversorgung bei der Enwicklung „neuartiger“ Waldschäden. VDI-Berichte, 560, 887-896

Vápnění lesů v České republice

Autoři:

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.:

Vít Šrámek
Radek Novotný
Kateřina Neudertová-Hellebrandová
Tomáš Čihák
Věra Fadrhonsová

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský:

Přemysl Fiala
Dušan Reininger
Tomáš Samek

Recenzenti:
prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.
prof. Ing. Jiří Kulhavý, CSc.

Vydalo:

Ministerstvo zemědělství ve spolupráci s Výzkumným ústavem lesního hospodářství, v. v. i.

Praha 2014

Publikace byla zpracována z pověření Ministerstva zemědělství.
Výsledky účinnosti vápnění pocházejí z kontrolních činností při vápnění lesů, které zadává Ministerstvo zemědělství, statistické hodnocení dat bylo průběžně zpracováváno v rámci projektu MZe č. 0002070203.

ISBN 978-80-7434-150-2

www.vulhm.cz

www.ukzuz.cz

www.eagri.cz