

# Výzkum vlivu $\text{SO}_2$ a $\text{NO}_x$ na růst smrku



prof. RNDr. Jakub Hruška, CSc., Mgr. Filip Oulehle, PhD., Ing. Tomáš  
Kolář, Ph.D.

ÚSTAV VÝZKUMU GLOBÁLNÍ ZMĚNY AVČR | BĚLIDLA 986/4A, 60300 BRNO

## Obsah

1. Úvod do problematiky.....	2
1.1. Přímé poškození lesů.....	2
1.2. Dlouhodobé okyselení půd.....	2
1.3. Vliv lesnictví na okyselení půd.....	3
2. Experimentální část.....	5
2.1. Popis lokalit.....	5
2.2. Produktivita a růst lesa.....	7
2.2.1. Metodika.....	7
2.2.2. Výsledky.....	7
2.3. Emise, imise a depozice síry, dusíku a prachu ve sledovaných oblastech.....	9
2.4. Půdy.....	13
2.4.1. Metodika.....	13
2.4.2. Výsledky.....	14
2.5. Biogeochemické modelování.....	21
2.5.1. Model MAGIC a jeho stručný popis.....	21
2.5.2. Načetín.....	22
2.5.3. Kovářská.....	25
2.5.4. Fláje.....	28
2.5.5. Uhlířská.....	30
2.6. Vztah mezi proměnnými prostředí a produktivitou lesa.....	33
2.6.1. Korelace mezi přírůsty a vývojem kyselé depozice.....	33
2.6.2. Korelace mezi přírůsty a půdními parametry.....	35
3. Shrnutí.....	38
3.1. Růst lesa.....	38
3.2. Vliv imisí a depozice.....	38
3.3. Vliv půdního chemismu.....	39
3.4. Závěr.....	40
Seznam literatury.....	41
Seznam obrázků.....	43
Seznam tabulek.....	45

## 1. Úvod do problematiky

Vliv imisí (depozice) síry a dusíku na horské lesy byl považován za hlavní problém druhé poloviny 20. století, a po odsíření velkých zdrojů emisí v 90. letech 20. století byl poněkud zapomenut. Skončily totiž katastrofické velkoplošné úhyny lesů, a problém imisí se tak zdál jednou provždy vyřešen. Přesto se ale škody na lesích místy objevují, a je otázkou, co je jejich příčinou. V úvodu této studie bychom chtěli shrnout mechanismy, jakým lesy historicky byly vlivem imisí a depozice síry a dusíku poškozovány. V experimentální části studie pak bude provedeno vyhodnocení, zda jsou tyto mechanismy stále relevantní příčinou poškozování lesů.

### 1.1. Přímé poškození lesů

Po dlouhá desetiletí byly za hlavní příčinu hynutí lesů vlivem emisí považovány vysoké koncentrace  $\text{SO}_2$  v ovzduší, kdy přímý kontakt velmi koncentrovaného  $\text{SO}_2$  s asimilačními orgány smrku poškodí chlorofyl a jehličí uschne (tzv. akutní poškození). Tento mechanismus se nejvíce uplatňoval v oblastech s vysokými koncentracemi  $\text{SO}_2$  v ovzduší. Tímto mechanismem zahynuly v 60. - 80. letech 20. stol. lesy v Krušných horách. Imisní epizoda může být velice krátká. Při vhodném počasí stačí k akutnímu poškození vedoucímu k odumření stromu desítky minut. Například v zimě 1978/1979 uhynuly tisíce hektarů lesa v Krušných horách, kdy se prudce snížila teplota zhruba o 25 °C během jedné silvestrovské noci a současně se prudce zvýšila koncentrace  $\text{SO}_2$ .

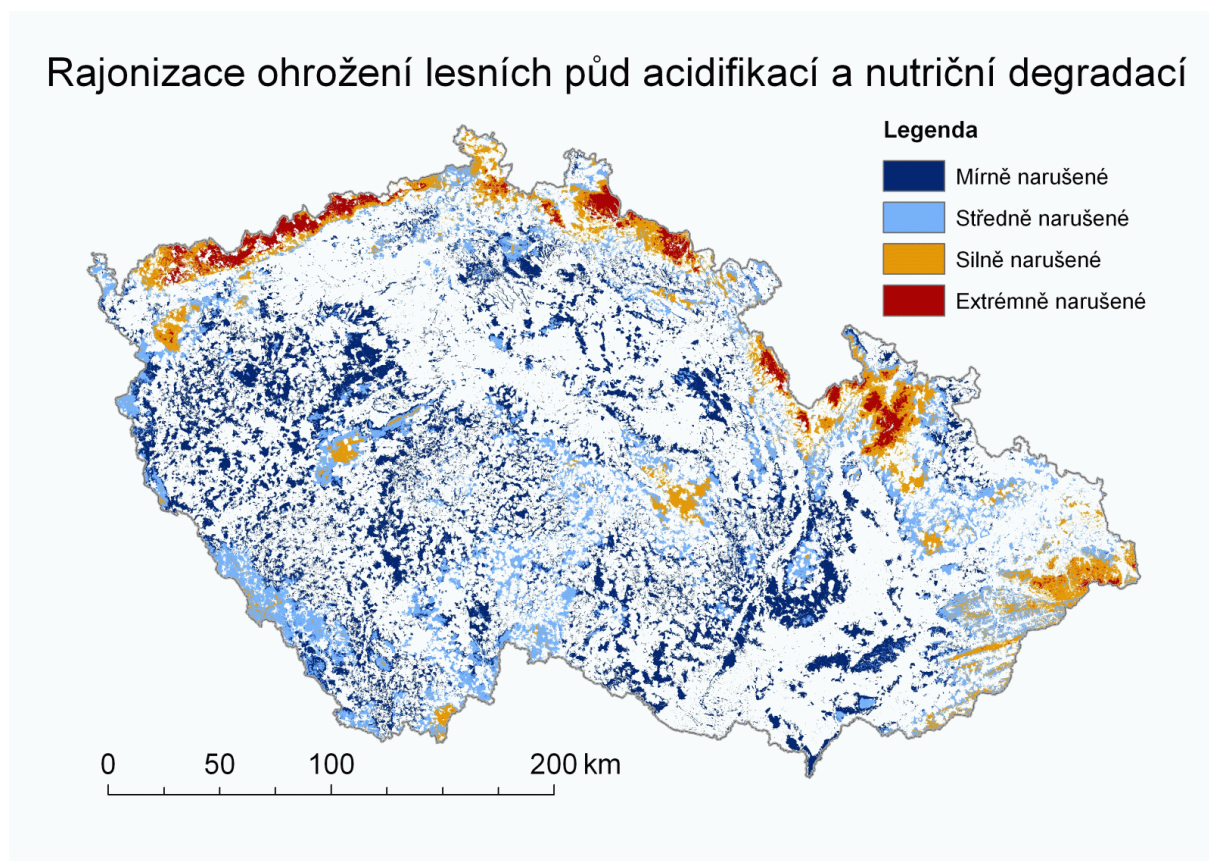
Význam tohoto mechanismu v současné době ustoupil, protože koncentrace  $\text{SO}_2$  v ovzduší se řádově snížily. Zatímco v roce 1990 bylo v oblasti Krušných hor průměrně více než 60 mikrogramů  $\text{SO}_2$  na  $\text{m}^3$  vzduchu ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), po roce 2000 už to bylo jen okolo 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , posléze okolo 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  stejně jako ve většině horských oblastí. Průměrné koncentrace  $\text{SO}_2$  v ovzduší jsou dnes na 99 % území ČR nižší než 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , což je hodnota imisního limitu na ochranu vegetace a ekosystémů stanovená Evropskou komisí, kdy by nemělo docházet k přímému poškození asimilačního aparátu.

### 1.2. Dlouhodobé okyselení půd

Mechanismem, který dnes tedy připadá v úvahu ve smyslu poškození následky imisí je dlouhodobé okyselení půd. Kyseliny, jež se do půdy dostávají kyselým deštěm, vyplavují z půdy prvky, které jsou důležité pro udržení vyvážené hodnoty půdní kyselosti a které jsou současně nezbytnými živinami pro vegetaci. Jedná se zejména o vápník (Ca) a hořčík (Mg), menší roli hraje draslík (K) a nejmenší sodík (Na). Souhrnně je nazýváme bazické kationty. Tyto prvky jsou schopny po nějakou dobu vyrovnávat (neutralizovat) přísun kyselin z atmosféry. Při této reakci jsou ale nevratně odnášeny z půd do podzemních a povrchových vod.

Vedle množství depozice, které je závislé na imisních poměrech a druhové skladbě a věku lesa, rozhodují o stupni okyselení další faktory. Jedním z nich jsou přirozené vlastnosti půd, zejména množství bazických kationtů v půdě. Jejich hlavním zdrojem v půdách je zvětrávání podložních hornin a jejich celkové množství určuje odolnost vůči kyselé depozici. Čím víc je v půdách bazických kationtů, tím jsou půdy odolnější, protože mohou déle neutralizovat přísun kyselin z atmosféry. Nejméně odolné jsou horské půdy na kyselých horninách (žuly, křemence), které obsahují málo bazických kationtů a tyto horniny pomalu zvětrávají. Půdy mají přirozeně málo bazických kationtů v iontově-výměnném komplexu: Jedině tyto jsou ale přístupné pro neutralizaci kyselého deště. Prvky v hornině jsou pevně vázány v minerálech a musí se nejprve uvolnit velmi pomalými zvětrávacími reakcemi a přejít do iontově-výměnného komplexu půdy. Horské půdy tak mají malou mocnost a díky nízkým teplotám i přirozeně nízké množství bazických kationtů. To je spolu s drsným klimatem a vysokým přísunem kyselin důvod, proč se devastující vliv kyselých dešťů objevuje v horských oblastech. Lépe jsou na tom půdy nižších poloh a také půdy vzniklé na horninách bohatých na bazické kationty (například vápence a čediče) – zde je riziko okyselení mnohem menší. Ve většině horských oblastí ČR

ale převládají právě kyselější a pomalu zvětrávající horniny, na kterých se vyvinuly přirozeně chudé půdy.



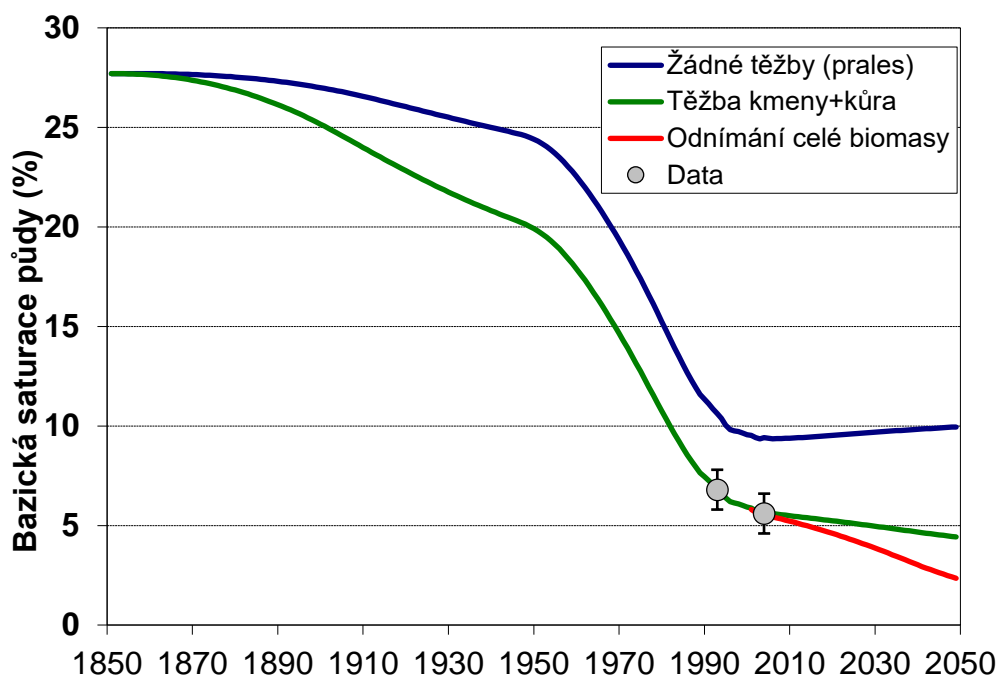
Obrázek 1. Vymezení oblastí s půdami různě narušenými acidifikací a nutriční degradací. © Česká geologická služba, 2009.

Zásoby uvolnitelných bazických kationtů vznikaly v půdách zvětráváním podloží zejména v období od poslední doby ledové, v našich horských oblastech tedy asi 10 000 let. V důsledku kyselých depozicí ale i změn druhové skladby původních lesních porostů na smrkové monokultury, kdy probíhá okyselování půdy rozkladem jehličnatého opadu v kombinaci se zvýšenou kyselou depozicí, byly ale zásoby bazických kationtů vyčerpány v průběhu zhruba poslední stovky let, hlavně však v posledních několika desetiletích. Celý jev je možné jen s malou nadsázkou přirovnat ke změně geologické epochy. Pomocí modelů simulujících acidifikační procesy probíhající v půdách bylo území ČR rozčleněné na čtyři kategorie s různým poškozením půd kyselým deštěm (Obrázek 1).

### 1.3. Vliv lesnictví na okyselení půd

Poměrně značný, ale pomalý a dlouhodobý vliv na ochuzování půd o bazické kationty má lesnické hospodaření. Při dlouhodobých biogeochemických výpočtech je nutno uvažovat i s faktem, že díky těžbě dřeva je z lesního ekosystému, zejména z půd, nevratně odčerpávána část bazických kationtů (Ca, Mg, Na, K), která by jinak v ekosystému zůstala a při rozkladu biomasy by se opět dostala zpátky do půdy. Dlouhodobým vyvážením dřeva z porostů je tento „uzavřený“ cyklus rozpojen a systém tak nevratně ztrácí část zásoby bazických kationtů, které jsou důležité jednak jako prvky bránící acidifikaci, ale i jako významné živiny pro stromy. Lesní ekosystém má dva hlavní zdroje těchto prvků a těmi je atmosférická depozice a zvětrávání půd a hornin. Hlavní mechanismy prvky odnášející jsou již zmiňovaná těžba a další je kyselinami indukovaný odnos z půdního výměnného komplexu (viz další části).

Že tento vliv není zanedbatelný, ukážeme na příkladu půd v povodí Lysina ve vrcholové části Slavkovského lesa. Jedná se o chudé granitové povodí s malou zvětrávací rychlostí bazických kationtů. Intenzivně se zde pěstují smrkové monokultury nejméně v druhé generaci a to v oblasti původně smíšených lesů 6-7. lesního vegetačního stupně (tedy směsi převážně buku a jedle s menším podílem smrku).



Obrázek 2. Vývoj bazické saturace půdy simulovaný biogeochemickým modelem MAGIC pro granitové povodí Lysina ve vrcholové části Slavkovského lesa.

Protože oblast je přirozeně kyselá díky chudému podloží, byla i historicky bazická saturace relativně nízká – zhruba 25% v polovině 19. století (Obrázek 2). Od té doby začala zvolna působit kyselá depozice, ale i lesnictví se výrazně zintenzivnilo. Biogeochemickým modelem MAGIC (Cosby et al., 2001) jsou vypočteny tři možnosti vývoje půdního chemismu. Pokud by v povodí existoval pouze „prales“ kdy by veškerá biomasa stromů a v ní fixované bazické kationty byly rozkladem vráceny zpět do půdy došlo by, i za současného působení kyselého deště, ke zdatnému poklesu bazické saturace, a to zhruba na 10%. Nejvyšší pokles bazické saturace připadá na 50.-80. léta 20.století, kdy byla nejvyšší depozice síry. V případě „pralesního“ scénáře by došlo ale od počátku 21. století k alespoň mírné regeneraci půd (nepatrné zvyšování bazické saturace). Protože ale v povodí po celou dobu docházelo k těžbě (a to kmenů s kůrou, větve a jehličí obvykle zůstávaly na místě), působila ztráta bazických kationtů odvozem kmenů s kůrou současně s atmosférickou depozicí (zelená čára - Obrázek 2). A zde je vidět, že těžba zdatně přispěla ke snížení bazické saturace půdy vůči teoretickému scénáři „pralesa“. V současné době je bazická saturace pouhých 5%, tedy zhruba polovina „pralesního“ scénáře. Těžba je tak zodpovědná za polovinu ztráty bází vůči samotnému působení kyselé depozice. Mnohem významnější ale je, že se dnes, po snížení depozice v oblasti (na ca.5 kg S kg/ha/rok a 8 kg N/ha/rok) je vliv hospodaření rozhodujícím činitelem, proč se půdy budou v této oblasti dále okyselovat. Mezi lety 1993 a 2014 totiž dokonce bazická saturace půdy ještě klesla (ze 7% na 5%), přestože velké odsíření již v oblasti proběhlo v 90. letech minulého století. I do budoucna model MAGIC při stávající úrovni depozice a intenzitě smrkového hospodaření předpokládá pomalý pokles bazické saturace, a tedy okyselování půd (Obrázek 2).

V posledních letech se hovoří také o využití potěžebních zbytků (větví a jehličí) jako obnovitelném biopalivu. V okyselených a citlivých oblastech by to ale znamenalo další okyselení půd, protože větve a jehličí také obsahují značné množství bazických kationtů (asi 60% toho, co kmeny s kůrou), které by z ekosystému nevratně zmizely. Bazická saturace půdy na Lysině by, pokud by tato praktika začala být požívána ihned, klesla během dalších 40 let na pouhých 2.5% (červená čára - Obrázek 2), což by zřejmě již mělo výrazný vliv na růst lesa, kterému by se nedostávalo zejména hořčíku a vápníku.

## 2. Experimentální část

### 2.1. Popis lokalit

Celkem bylo hodnoceno pět lokalit, z nichž čtyři se nacházejí v Krušných horách (Fláje, Kovářská, Černý potok a Načetín) a jedna v Jizerských horách (Uhlířská) (Obrázek 3). Dvě lokality se nacházejí v pásmu imisního ohrožení A (Fláje a Kovářská) a tři lokality leží v pásmu imisního ohrožení B (Černý potok, Načetín, Uhlířská). Všechny plochy se nacházejí ve srovnatelné nadmořské výšce (Tabulka 1).

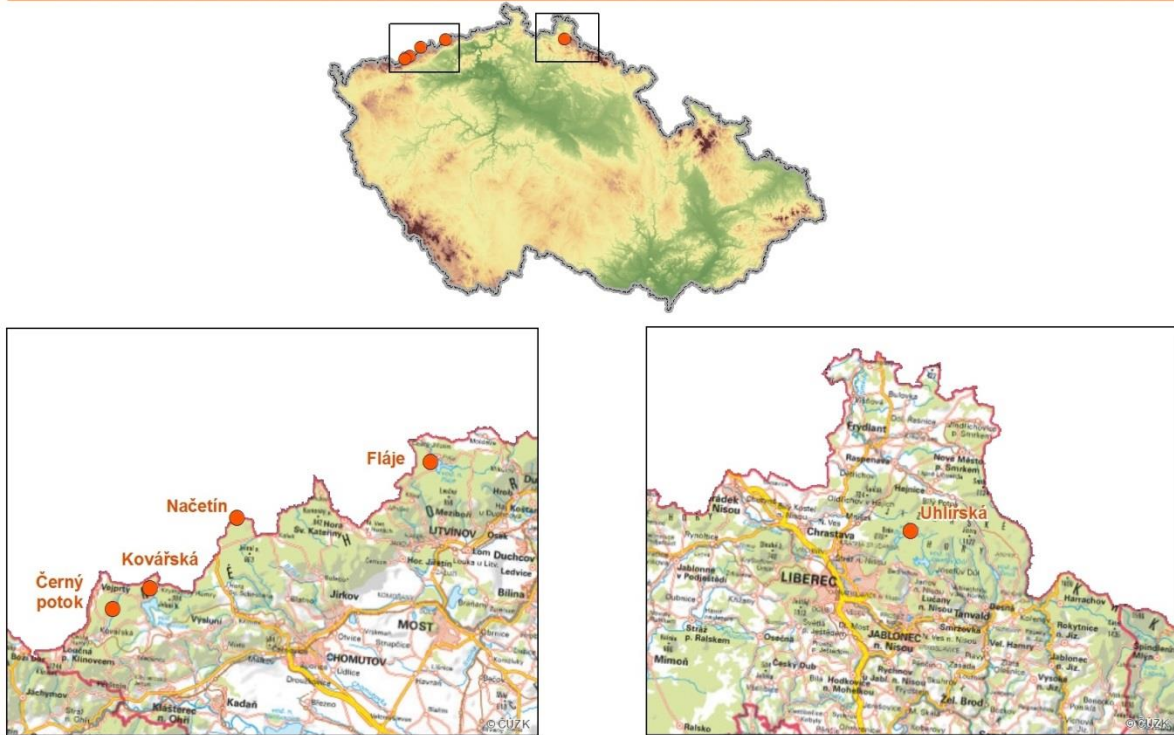
Tabulka 1. Charakteristika lokalit.

Lokalita	Z. šířka	Z. délka	Hornina	Půda	Nadmořská výška odběrů	Pásmo imisního ohrožení
Fláje	50°40'58"	13°34'12"	olivínický nefelinit=alkalický bazalt	ranker	860	A
Kovářská	50°29'53"	13°07'20"	metamorfit - pararula/ortorula	kryptopodzol	786	A
Černý potok	50°28'09"	13°03'54"	metamorfit - pararula	kambizem dystrická	768	B
Načetín	50°35'23"	13°15'12"	metamorfit - pararula/ortorula	kambizem dystrická/kryptopodzol	775	B
Uhlířská	50°49'50"	15°9'26"	granit až granodiorit	kambizem dystrická/kryptopodzol	830	B

Vyjma lokality Fláje, která se jako jediná nachází na zásaditých horninách, jsou všechny ostatní plochy v oblastech kyselého geologického podloží (Obrázek 4). Půdy na těchto horninách jsou charakteristické pro kyselé půdy našich hor (kambizem, podzol), pouze na Flájích jsou nevyvinuté alkalické půdní substráty (ranker). Na všech lokalitách roste smrková (*Picea abies*) monokultura a porosty jsou ovlivněny tradičním lesním managementem (prořezávky, probírky). Nejmladší porosty jsou na lokalitách Fláje, Černý potok a Uhlířská vysázených v 50. letech, nejstarší jsou na lokalitě Načetín (1930) a Kovářská (1910). Historicky byly vápněny dvě lokality (Kovářská a Fláje), viz kapitola 2.4.2. Experimentálně byla v roce 2007 povápněna část plochy na Načetíně. Zde byly z obou ploch, kontrolní a vápněná, odebírány půdní vzorky pro potřeby exaktní kalibrace biogeochemického modelu. Lokalita Černý potok byla, co se týče podloží a půdních typů, komplementární s lokalitou Kovářská a Načetín, proto zde půdní odběry nebyly prováděny (odběry byly provedeny na lokalitě Načetín vápněná plocha).

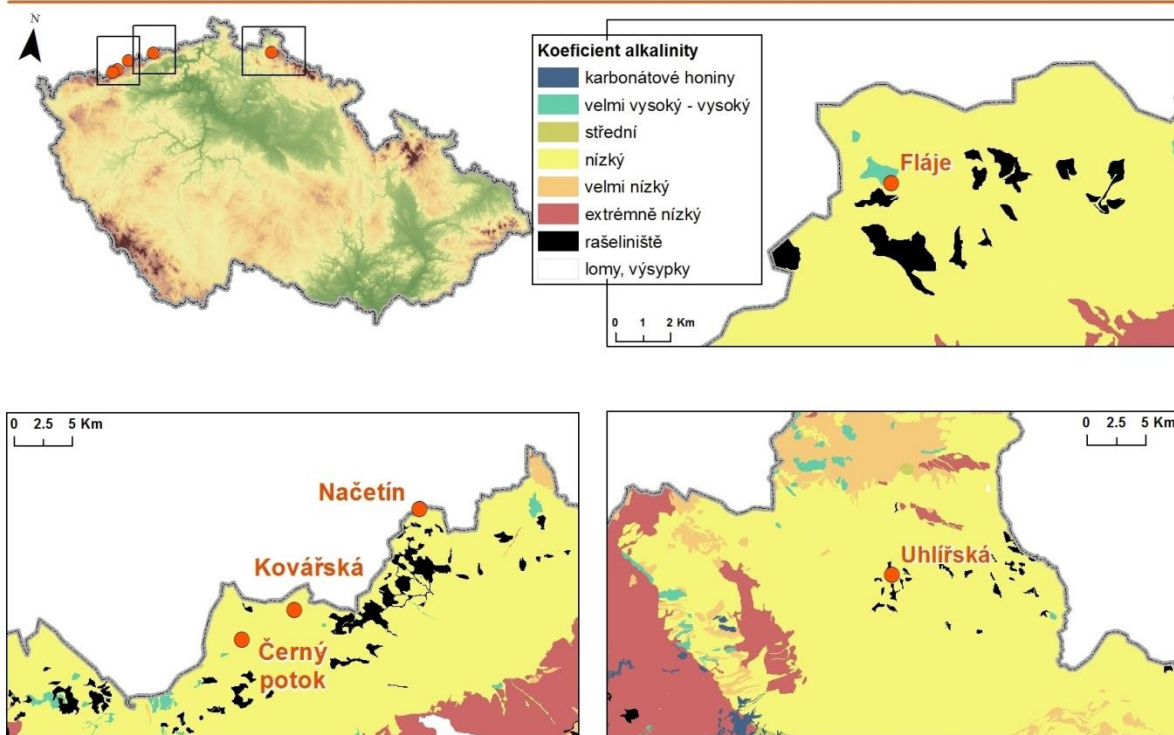


## Přehledová mapa studovaných ploch



Obrázek 3. Přehledová mapa lokalit v Krušných horách a Jizerských horách.

## Koeficient alkalinity půdotvorného substrátu



Obrázek 4. Koeficient alkalinity půdotvorného substrátu, který vyjadřuje relativní dostupnost bazických kationtů.

## 2.2. Produktivita a růst lesa

Na každé lokalitě byla zhodnocena produktivita lesa na základě dendrochronologické analýzy. Ta je založena na analýze letokruhových přírůstků, jejich tloušťka je úměrná produkci dřevní biomasy v daném roce. Tento parametr tak mnohem více vypovídá o produktivitě lesa, než defoliace, která je s produktivitou spojena jen velmi volně (viz kapitola 1.1).

### 2.2.1. Metodika

Vývrty byly odebrány z 15 stromů na každé výzkumné ploše. Vzhledem k tomu, že variabilita šířky letokruhů mezi stromy v rámci porostu je mnohem vyšší než variabilita po obvodu v rámci stromu (Bošeľa et al., 2014), byl odebrán jeden vzorek ze stromu v prsní výšce (1.3 m) pomocí Presslerova přírůstového nebozezu. Abychom se vyvarovali reakčního dřeva, vzorky byly odebrány po vrstevnici. Vzorky byly následně po úpravě povrchu měřeny s přesností 0,01 mm na měřicím zařízení TimeTable od firmy SCIAM. Získané letokruhové křivky byly křížově datovány a chybějící a falešné letokruhy byly opravovány v programech PAST4 (Knibbe, 2004) a COFECHA (Grissino-Mayer, 2001). Věkový trend z naměřených dat byly odstraněny v programu ARSTAN použitím kubické spline funkce dlouhé 100 let s 50% frekvencí (Cook and Krusic, 2005). Letokruhové indexy byly vypočítány jako rezidua z odhadované růstové křivky po aplikování metody adaptive power transformation (Cook and Peters, 1997). Letokruhové chronologie byly vypočteny metodou bi-weight robust means (Cook and Krusic, 2005).

Porosty byly vybrány v porostech ve východních Krušných horách (tedy východně od Klínovce) v dospělých smrkových porostech, které prošly obdobím vysoké atmosférické depozice síry a posléze dusíku po 2. světové válce (např. Hruška a Cienčila 2005). Vzhledem k absenci větších rozloh smrkových porostů starších 100 let v dnešních pásmech ohrožení imisemi A ([www.uhul.cz](http://www.uhul.cz)), byly vybrány i mladší, ale již dospělé porosty.

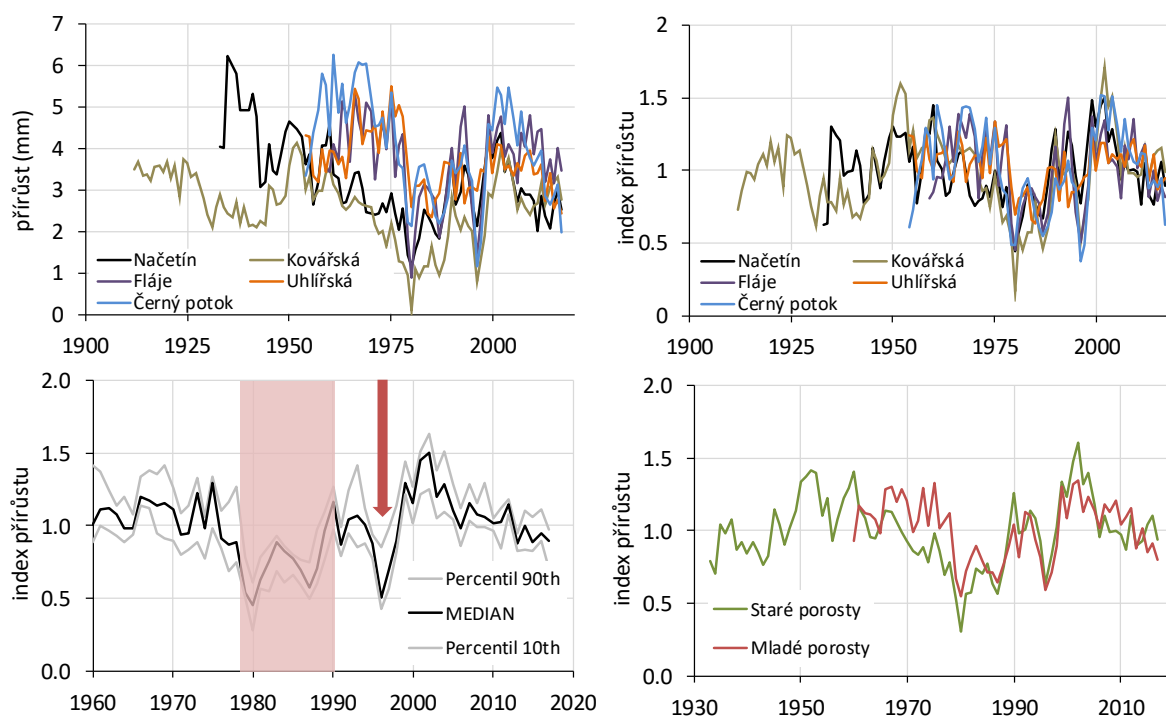
### 2.2.2. Výsledky

Analýzy vývrvtů potvrdily předpokládanou hypotézu – tedy výrazný propad radiálních přírůstků stromů v rozmezí 60-90. let 20. století, a následnou výraznou regeneraci, která vrcholila zhruba mezi lety 2000-2005 (Obrázek 5). Propad v absolutních přírůstcích na jednotlivých plochách není stejný, ale je všude patrný. Největší propad je pro všechny plochy v roce 1980 (Obrázek 5), největší pro plochu Kovářská, střední pro Načetín a Fláje, menší deprese pak pro plochy Černý potok a Uhlířská (jediná plocha v Jizerských horách). Deprese přírůstků trvá do počátku 90. let, kdy se po poklesu emisí síry po roce 1989 (Hruška and Cienčila, 2005) přírůsty opět začínají zvyšovat.

Tento trend je ale přerušen rokem 1996, kdy došlo k jednorázovému poklesu na všech krušnohorských lokalitách, ale k v Jizerských horách k této depresi nedošlo (červená šipka - Obrázek 5). Tato epizoda je následkem netypického průběhu zimy 1995/1996, kdy v oblasti Krušných hor došlo k dlouhodobé inverzi, a na hřebenech se vytvořila dlouhotrvající mocná námraza. V tomto období již došlo k velkému odstranění tuhých emisí prachu, které klesly v porovnání s 80. roky téměř o 90%. Na druhou stranu ale odsiřování elektráren ještě nebylo dokončeno, a námrazy, které se tvořily pod inverzní vrstvou, ze které nemohli oxidy síry a dusíku unikat do vyšší atmosféry, byly velmi kyselé. Jejich kyselost ještě zvětšila absence prachu v ovzduší, protože vznikající kyselina sírová a dusičná nemohla být neutralizována rozpuštěním alkalického prachu (Krejčí, 2001). Extrémně kyselé námrazy (pH<3) poškodily asimilační aparát stromů tak, že došlo k výrazné defoliaci smrků a k omezení radiálních přírůstků v následujících dvou letech. Tato epizoda tak na ca. 3 roky přerušila výraznou regeneraci porostů v Krušných horách, ale od roku 1998 se již radiální přírůsty dostávají na hodnoty měřené před výrazným nástupem acidifikace v 60. letech 20. století. Tato epizoda byla



charakteristická pro Krušné hory, v Jizerských horách na stromy neměla zásadnější vliv, a regenerace zde nebyla přerušena.



Obrázek 5. Šířka letokruhů a index šířky letokruhů smrkových porostu v Krušných a Jizerských horách. Horní panel – všechny vzorkované lokality; dolní panel – medián a percentilový rozptyl pro období 1960 – 2017 a srovnání reakce přírůstků starších (Kovářská, Načetín) a mladších (Fláje, Černý potok, Uhlířská) lokalit.

Vzhledem k tomu, že samotná šíře letokruhů je často ovlivněna i jinými faktory než vlivem vnějšího prostředí (např. stářím, či výchovou porostu), z výsledků se odstraňuje statistickými metodami věkový trend (viz 2.2.1). Tato detrendovaná data se pak vyjadřují v relativních jednotkách indexem, kde hodnota jedna znamená střední hodnotu relativní šířky letokruhu. I tato očištěná data (Obrázek 5) v našem případě ukazují stejný trend jako absolutní přírůsty, tedy pokles přírůstků od počátku 60. let 20. století, který zesílil po roce 1978. Regenerace započala již po roce 1989, byla ale přerušena již zmiňovanou epizodou v zimě 1995/1996 a po roce 1998 se přírůsty dostaly na hodnoty před rokem 1960. Nejvyšších přírůstků pak bylo dosaženo mezi lety 2000 – 2005. Od roku 2006 se přírůsty opět mírně snižují, ovšem zde příčinou není znečištění ovzduší, ale spíše klimatické faktory. Rostoucí průměrné teploty a menší množství srážek jsou zřejmě příčinou tohoto poklesu, který je již dnes srovnatelný s poklesem z 60. let.

Z pořízených dat ale vyplývá ještě jedna zajímavá skutečnost – značně se liší odezva starších a mladších porostů. Pokud vypočteme separátně průměry pro starší porosty (Kovářská a Načetín) a mladší porosty (Uhlířská, Fláje a Černý potok) vyplývá z nich, že starší porosty reagovaly na kyselou zátěž dříve než mladší (dolní panel Obrázek 5). U starších porostů se jasně projevuje pokles radiálních přírůstků již od počátku 60. let. V tu dobu byl porost na Kovářské starý ca. 40-50 let, načetínský les pak ca. 30 let. Oba porosty již tedy byly růstově stabilizované a jejich přírůsty, jak absolutní tak i relativní byly velmi stabilní. Oproti tomu mladé porosty založené v 50. letech nevykazují žádné zpomalení růstu až do druhé poloviny 70. let, kdy se ale prudce propadají, v té době dosahují věku ca. 20-30 let, a jejich jak relativní, tak absolutní snížení přírůstu je menší než u starších porostů. Regenerace od konce 80. let ale probíhá pro obě skupiny velmi podobně, obě skupiny jsou v Krušných horách

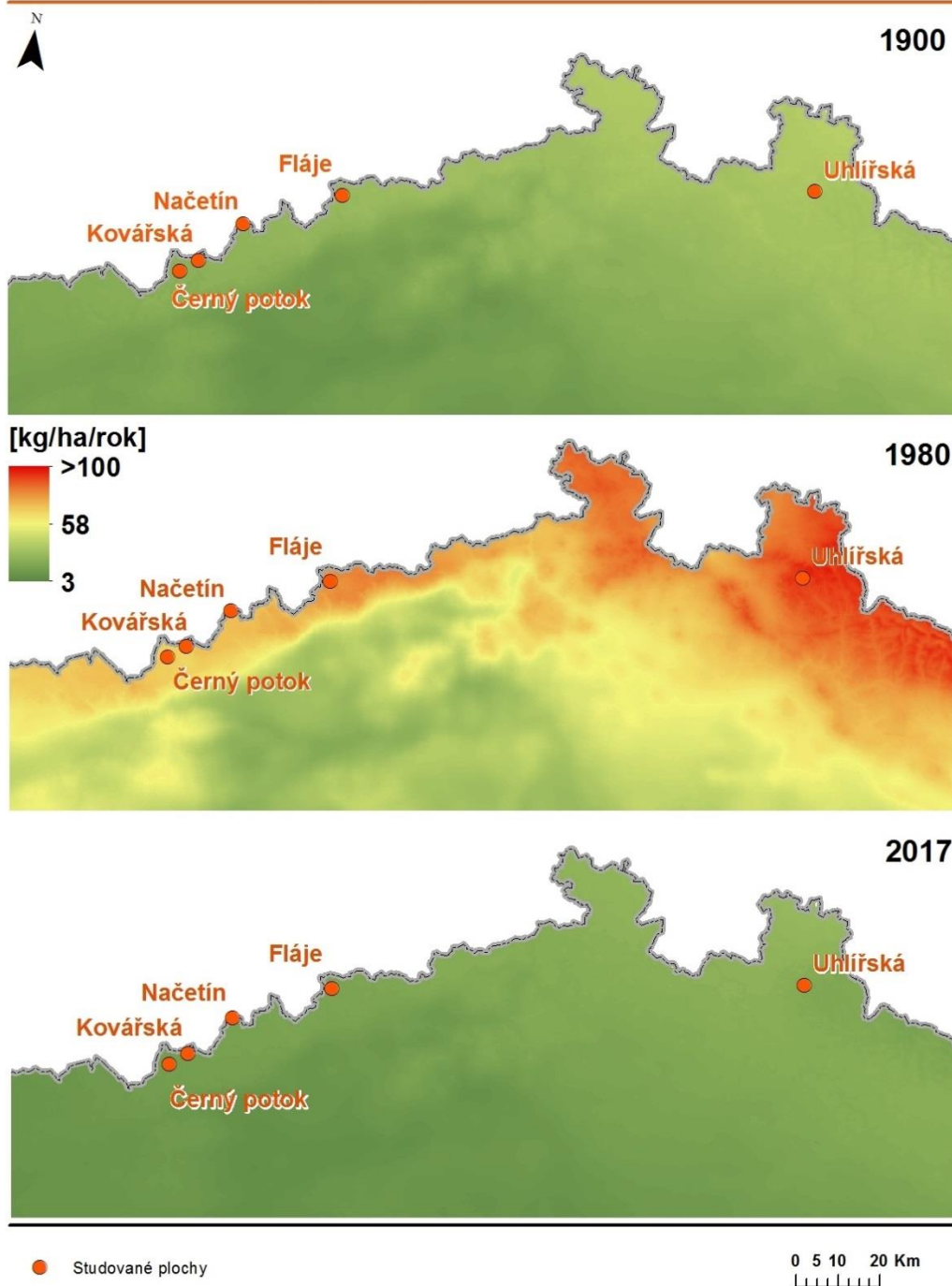
zasaženy kyselými námrazami prakticky shodně. Starší porosty pak dokonce vykazují relativně lepší regeneraci po roce 2000 než mladší. U obou skupin se pak projevuje postupné snižování přírůstků po roce 2005.

### 2.3. Emise, imise a depozice síry, dusíku a prachu ve sledovaných oblastech

Všechny lokality leží v oblastech nejvíce postižených kyselou atmosférickou depozicí síry a dusíku. Depozice síry na našem území stoupala z hodnot okolo 5-6 kg/ha/rok v 19. století po vrchol v 80. letech, kdy v některých oblastech, hlavně severních hor, byla depozice síry okolo 100 kg/ha/rok na dnešních zhruba 10 kg S/ha/rok (Obrázek 6). Depozice dusíku kulminovala obdobně jako depozice síry v 80. letech, kdy se na lokalitách depozice N pohybovala mezi 20-30 kg N/ha/rok. Depozice N konce 19. století byly na úrovni ca 6 kg N/ha/rok což je o něco méně než dnešní depozice dosahující ca 10 kg N/ha/rok (Obrázek 7). Modelované depozice S a N, odvozené z emisních bilancí, znázorněné graficky na obrázku 9 a 10 byly podkladem k modelovým výpočtům depozic zkoumaných lokalit.

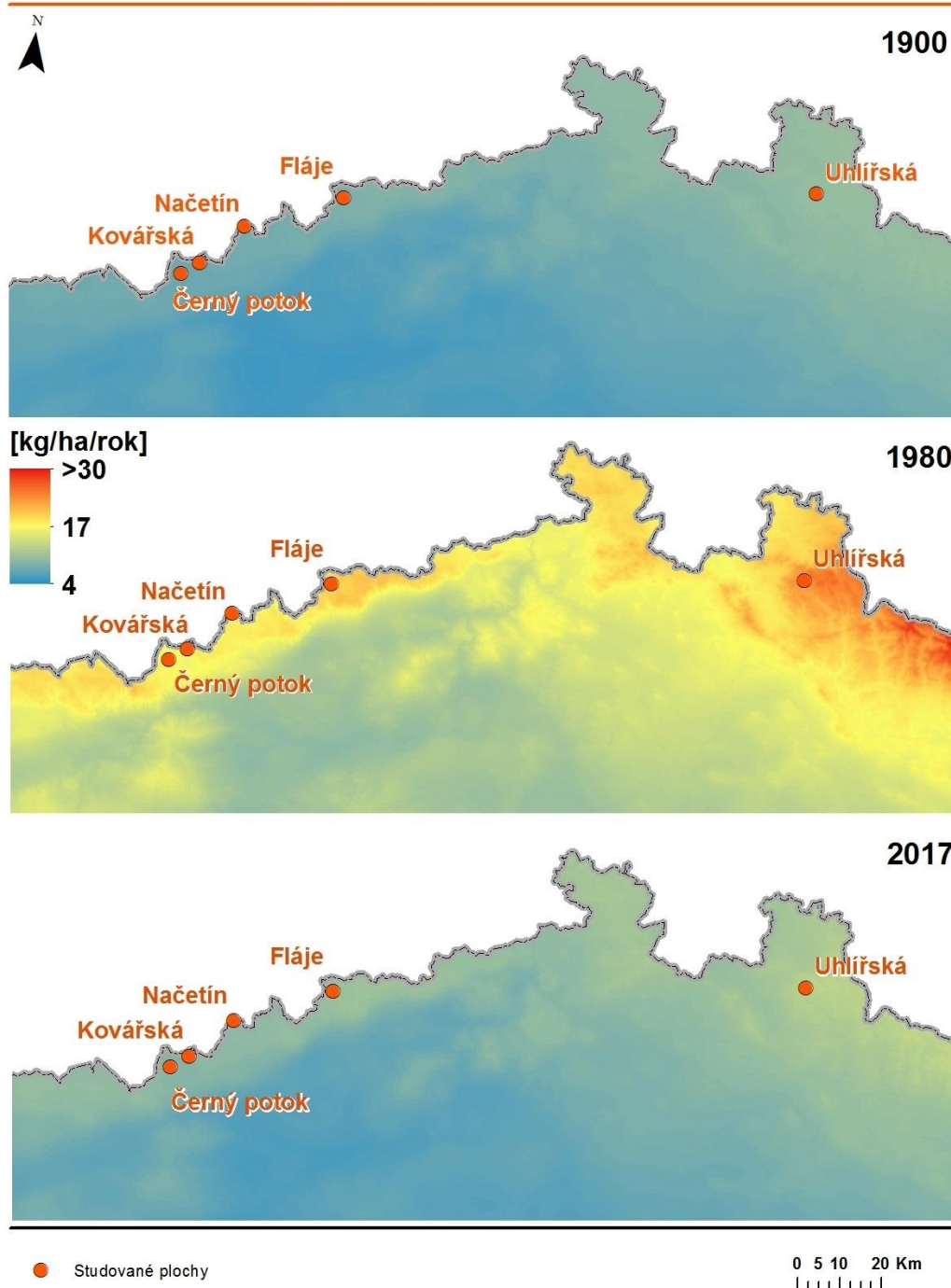
S výrazným nástupem energeticky náročné průmyslové výroby v 50. letech 20. století jsou spojeny nároky na dodávky elektrické energie. Její výroba se orientovala skoro výhradně na tepelné elektrárny spalující uhlí. Těžba uhlí akceleruje z poválečných ca 40Mt na úroveň bezmála 130Mt v polovině 80. let 20. století (Obrázek 8). Spalování uhlí s poměrně vysokým obsahem síry má za následek nárůst emisí  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  z těchto zdrojů. Úroveň emisí  $\text{SO}_2$  je přímo úměrná imisnímu zatížení oxidem siřičitým jak patrně z těsné korelace mezi celkovými emisemi  $\text{SO}_2$  z průmyslu a denními průměry koncentrace  $\text{SO}_2$  na stanici Cínovec v Krušných horách mezi lety 1979 a 2017 (Obrázek 9). Následkem vysokých koncentrací  $\text{SO}_2$  v ovzduší a jeho vymývání při srážkové události (mokrá depozice) a záchytu v půdě a vegetaci (suchá depozice) se emitovaná síra dostává na zemský povrch depozicí. Celková depozice síry (S) je na našem území přímo úměrná emisím  $\text{SO}_2$ . Pomocí statistických přístupů a bilančních údajů o emisích  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  a  $\text{NH}_3$  jsme schopni odhadovat vývoj depozic síry a dusíku na našem území od poloviny 19. století. Podrobný popis a výpočet depozice síry a dusíku je uveden v (Oulehle et al., 2016). Celková depozice síry v zájmových porostech rostla z „předindustriálních“ (rok 1850) ca 6 kg S/ha/rok na bezmála 90 kg S/ha/rok v polovině 80. let 20. století (Obrázek 10). Prudký pokles depozice S na dnešní úroveň ca 10 kg S/ha/rok byl zapříčiněn jednak i) poklesem průmyslové výroby v druhé polovině 80. let a především ii) odsířením tepelných elektráren v letech 1993-1998. Společně s emisemi  $\text{SO}_2$  dochází v druhé polovině 20. století k nárůstu emisí prachu (Obrázek 8). Emise prachu měly vliv na depozici bazických kationtů, zejména vápníku, tím také zmírňovaly kyselost srážek. Přesto pH srážek bylo od 70. let velmi nízké, pohybovalo se na území ČR kolem hodnoty 4.2 (Kopáček et al., 2016). Čištění spalin od prachových částic elektrostatickým odlučováním proběhlo v 90. letech o něco dříve nežli odsíření elektráren. Tento časový nesoulad měl za následek (mezi lety 1995-1998) sníženou schopnost neutralizace srážek v atmosféře (Obrázek 11) a i přes prudký pokles emisí S v tomto období se vyskytly epizody námraz (zejména zima 1995/96), které byly velmi kyselé ( $\text{pH} \approx 3$ ) (Krejčí, 2001).

## Depozice síry ve vybraných letech

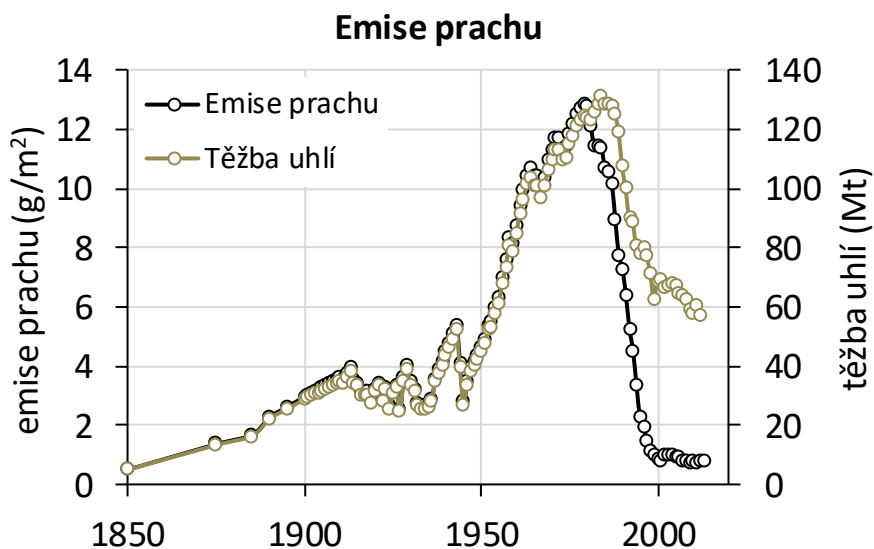


Obrázek 6. Vývoj depozice síry v zájmových oblastech modelovaná podle Oulehle et al., 2016.

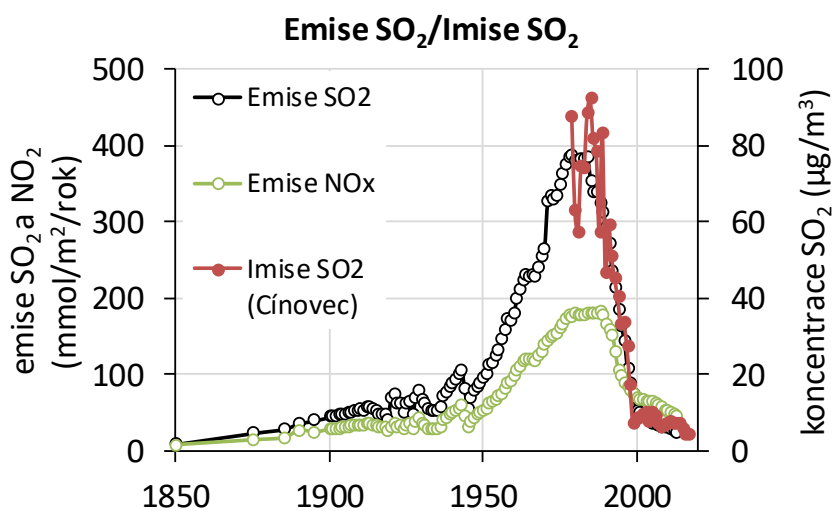
## Depozice dusíku ve vybraných letech



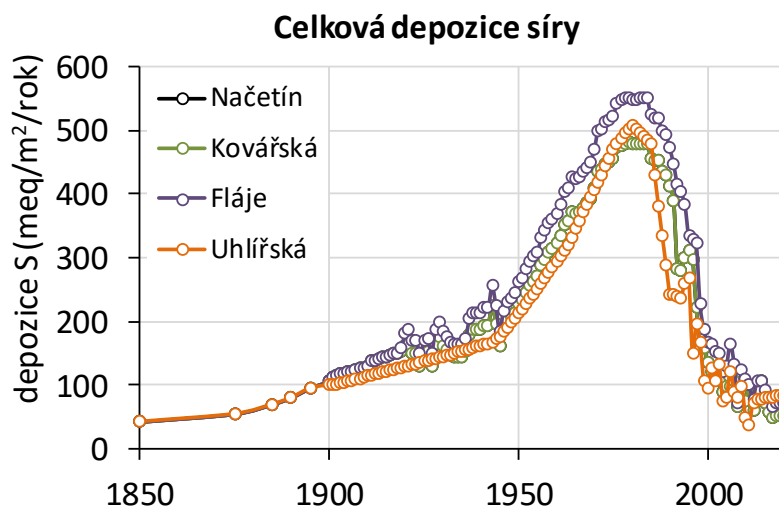
Obrázek 7. Vývoj depozice dusíku v zájmových oblastech modelovaná podle Oulehle et al., 2016.



Obrázek 8. Těžba uhlí a emise prachu na území České republiky mezi lety 1850 a 2017.

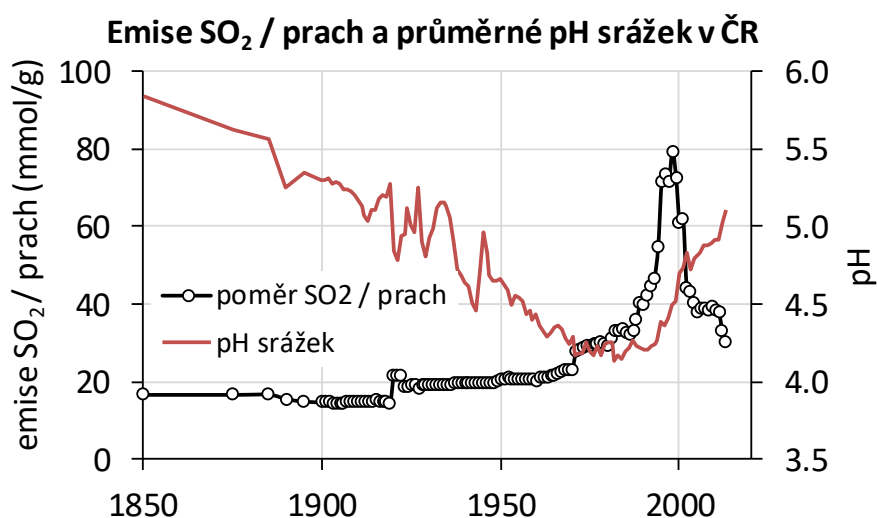


Obrázek 9. Roční emise SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> (jako NO<sub>2</sub>) přepočtené na plochu (1850-2017) a průměrné denní koncentrace SO<sub>2</sub> v ovzduší na stanici Čínovec v Krušných horách (1979-2017).





Obrázek 10. Modelovaná (1850-1993) a měřená (1994-2017) depozice síry v zájmových územích.

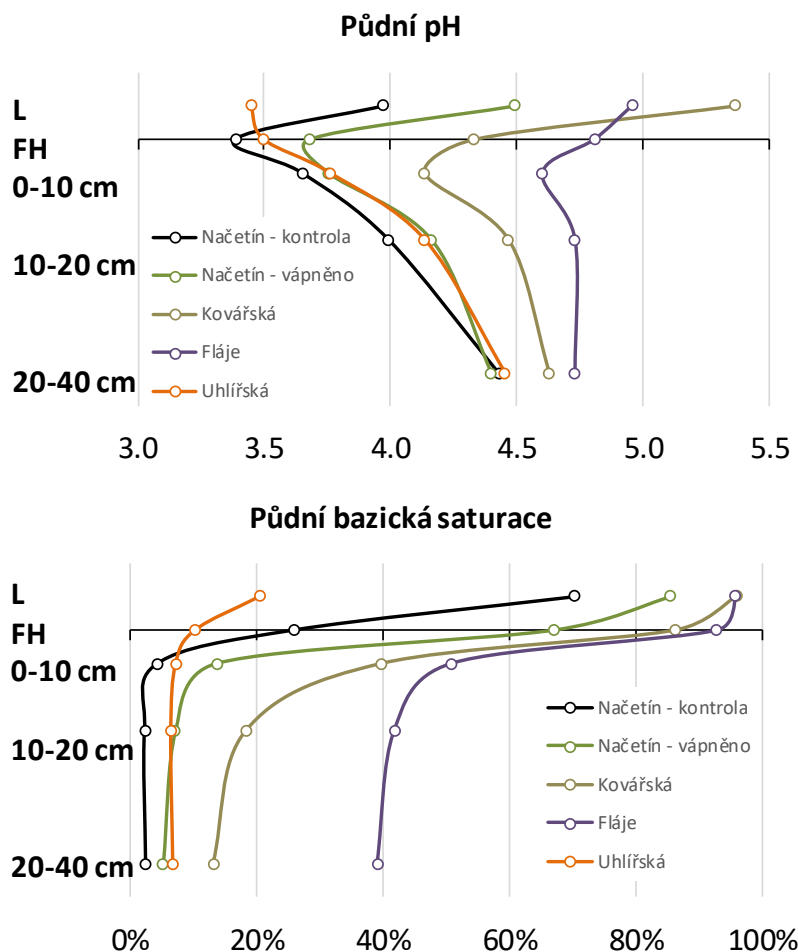


Obrázek 11. Poměr emisí SO<sub>2</sub> a emisí prachu s modelovaným průběhem pH srážek na území ČR dle Kopáček et al. (2016) pro období 1850-2017.

## 2.4. Půdy

### 2.4.1. Metodika

Na všech lokalitách byly odebrány půdní vzorky pro chemickou analýzu. Na lokalitě Kovářská a Fláje byly odebrány 4 půdní sondy, na lokalitě Načetín 8 půdních sond (4 kontrolní a 4 experimentálně povápněné v roce 2007) a na lokalitě Uhlířská 8 půdních sond. Analyzovány byly horizonty opadové (L), horizont fermentační a humusový (FH) a minerální horizonty pevně definované mocnosti (0-10 cm, 10-20 cm a 20-40cm). Celkem bylo analyzováno 120 půdních vzorků. Jemnozeme pro chemickou analýzu byla v terénu a poté v laboratoři vážena tak, abychom získali celkovou zásobu jemnozeme (<2 mm) na daných lokalitách. Z těchto údajů byla stanovena zásoba hlavních prvků v kg/ha. Ve všech půdních vzorcích bylo stanoveno aktivní a výměnné pH, koncentrace výměnných kationtů (vápník Ca, hořčík Mg, draslík K a sodík Na) ve výluhu BaCl<sub>2</sub>. Stanoven byl obsah výměnného hliníku (Al) a celkové výměnné acidity (H + Al). Na základě těchto parametrů byla vypočtena celková kationtová výměnná kapacita a bazická saturace (BS) – parametr určující míru nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty. Ve všech vzorcích byl stanoven obsah celkového organického uhlíku (C) a dusíku (N). Díky kvantitativnímu odběru jemnozeme jsme byli schopni spočítat zásoby všech ekologicky důležitých prvků v půdním profilu.

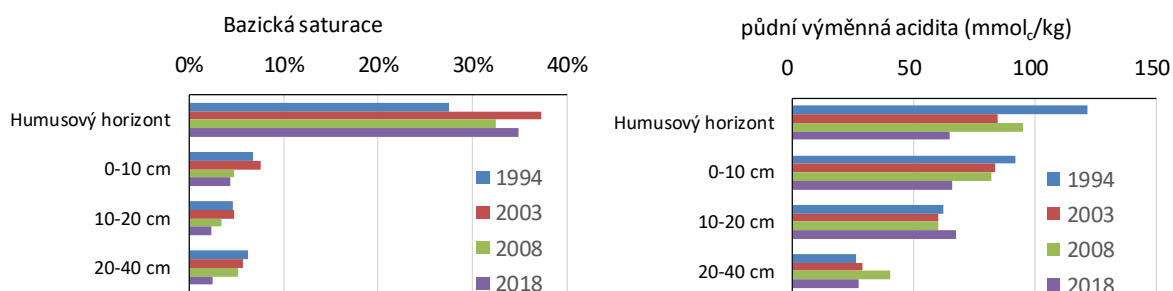


Obrázek 12. Průběh půdního pH a bazické saturace (%) v půdních profilech na sledovaných lokalitách.

#### 2.4.2. Výsledky

Z krušnohorských lokalit je nejvíce okyselena půda na kontrolní lokalitě Načetín, vykazuje nejnižší půdní pH (4.06) a nejnižší bazickou saturaci (5.8 %) ze všech sledovaných lokalit (Tabulka 2, Obrázek 12). Načetínské půdy mají nízký obsah výměnného Ca i Mg, jejich zásoba je významně nižší než na experimentálně povápněné lokalitě Načetín či na lokalitách Fláje a Kovářská. Zásoba Ca v kořenové zóně (do 40cm) v lesní půdě na Načetíně je 57 kg Ca/ha, což odpovídá pouze 12ti násobku současné měřené celkové depozici (4.5 kg Ca/ha/rok) a půdní zásoba Mg (25 kg Mg/ha) je rovna 20ti násobku celkové depozice (1.3 kg Mg/ha/rok). Celková zásoba organického uhlíku (C) a dusíku (N) odpovídá hodnotám půd středoevropských lesů (138 t C/ha a 6.5 t N/ha) (Tabulka 3).

Díky dlouhodobému sledování chemismu půd na lokalitě Načetín od roku 1994 můžeme popsat vývoj půdních parametrů pro jednotlivé vrstvy půdního profilu, což je zejména důležité pro postihnutí změn v nejsvrchnějších, a biologicky neaktivnějších, vrstvách půdy. Od roku 1994 se bazická saturace zvýšila pouze v povrchovém organickém horizontu. V minerální půdě se bazická saturace nadále mírně snižuje. Naopak koncentrace výměnné kyselosti, tedy množství hliníku a protonů (Al+H) v půdě, se významně snížila a to zejména v kořenově neaktivnější vrstvě organické svrchně minerální půdy (Obrázek 13).



Obrázek 13. Vývoj půdního chemismu (bazická saturace a půdní výměnná kyselost) v jednotlivých horizontech v půdách lokality Načetín od roku 1994 do roku 2018.

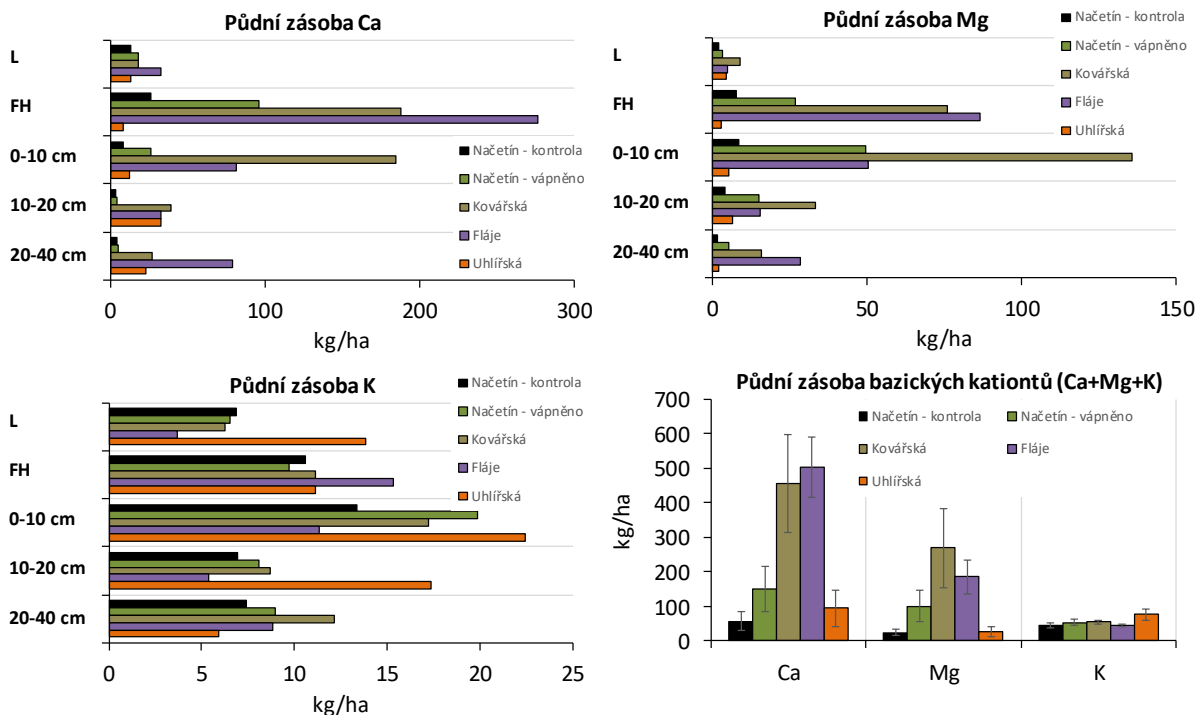
V roce 2007 bylo provedeno experimentální vápnění části smrkového lesa na lokalitě Načetín s cílem popsat půdní změny na tento zásah. Vápnění proběhlo v dávce ekvivalentní 3t dolomitického vápence na hektar půdy. Toto množství odpovídá celkové aplikaci 664 kg Ca/ha a 378 kg Mg/ha. V roce 2018 jsou zásoby přístupného Ca v experimentálně povápněné ploše na úrovni 150 kg Ca/ha, tedy zvýšené proti kontrole o 93 kg Ca/ha, zásoba Mg je 101 kg Mg/ha, tedy o 76 kg Mg/ha vyšší než zásoba na kontrolní ploše (Obrázek 14). Toto navýšení je ale pouze relativně malou částí (14% u Ca a 20% u Mg) celkově dodaného množství Ca a Mg při vápnění v roce 2007. Důvodem je pomalé rozpouštění dodaného vápence. Toto rozpouštění může být matematicky formulováno takto:

$$F_{Ca,Mg,i} = TOT_{Ca,Mg} * exp^{-k*rok}$$

Kde,  $F_{Ca,Mg,i}$  je frakce Ca či Mg v čase  $i$  (rok) uvolněná z dodaného vápence,  $TOT_{Ca,Mg}$  je množství dodaného Ca nebo Mg při vápnění a koeficient  $k$  určuje rychlost rozpouštění Ca a Mg dolomitického vápence. V našem případě je  $k$  koeficient u Ca roven 0.02 a u Mg je roven 0.04. Rozpouštění dolomitického vápence je graficky znázorněno na Obrázek 15.

Rulové podloží (pararula) lokality Kovářská je podobné lokalitě Načetín a i fyzikální vlastnosti jsou srovnatelné, např. podobná zásoba jemnozeme v půdním profilu. Přesto je půdní prostředí mnohem méně kyselé, pH půdního profilu je 4.47 a bazická saturace má hodnotu 38% (Tabulka 2).

Zásoby výměnného Ca a Mg jsou vysoké (189 kg Ca/ha a 112 kg Mg/ha), zásoby C a N srovnatelné s lokalitou Načetín (Tabulka 3). Takto vysoké zásoby Ca a Mg na lokalitě Kovářská, při srovnatelné zásobě draslíku (K) a sodíku (Na), vypovídají o historickém vápnění. Dle práce (Kubelka et al., 1992) bylo v Krušných horách mezi lety 1978 a 1983 povápněno celkem 17680 ha lesní půdy v průměrné dávce vápence 1.5 t/ha. Jednalo se o vápenec bez příměsi hořčíku z vápenky Hydčice (50 % CaO). V letech 1984-1991 bylo povápněno v Krušných horách dalších 44400 ha lesa, tentokrát již dolomitickým vápencem v dávce 2t/ha. Další vápnění probíhalo v 90. letech, při dávkách 3t/ha dolomitického vápence aplikovaného letecky. Ve srovnání s podobnou (geologicky, klimaticky) lokalitou na Načetíně, mají půdy na Kovářské 8x více Ca a 11x více Mg v půdním profilu (srovnej Tabulka 3, Obrázek 14). Toto „nepřirozené“ navýšení zásob Ca a Mg na Kovářské bylo způsobeno historickým vápněním. Pro potřeby biogeochemického modelování vývoje půdního chemismu jsme toto vápnění zohlednili, jednak kalibrací kinetiky rozpouštění vápence z kontrolního experimentu na Načetíně a také v návaznosti na publikovaná data o množství a typu vápnění v Krušných horách (Kubelka et al., 1992) (Obrázek 15).

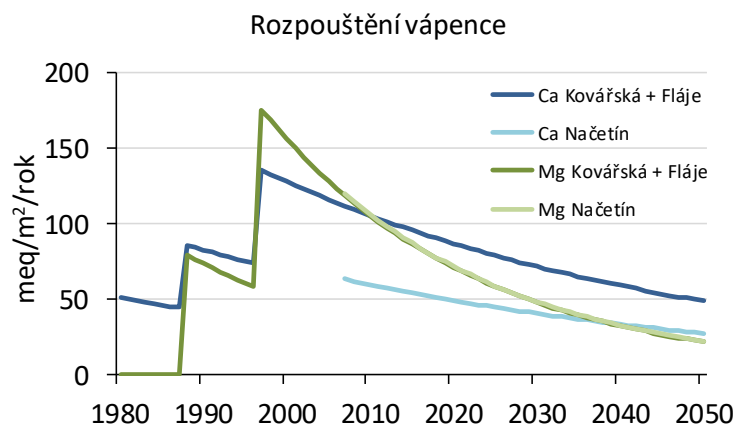


Obrázek 14. Srovnání zásob bazických kationtů (Ca, Mg, K) na sledovaných lokalitách.

Jiná situace ve složení půd je na lokalitě Fláje v části vymezené pásmem imisního ohrožení A. Zde roste les na půdách vzniklých rozpadem a zvětráváním alkalického bazaltu (olivinický nefelinit). Díky vysokému podílu skeletu je obsah jemnozeme výrazně menší (75 kg/ha) než na jiných lokalitách (Tabulka 2).

Také acidobazické vlastnosti jsou mnohem příznivější, pH půd je 4.72 a bazická saturace má hodnotu 64%. Koncentrace výměnného Ca, Mg a K jsou zde nejvyšší (Tabulka 2) a zásoby srovnatelné s povápněnou lokalitou Kovářská (Obrázek 14), i přes to, že množství jemnozeme je zde pouze 1/3 hodnot na Kovářské. Tato oblast Krušných hor byla také vápněna, a proto pro odhad vývoje chemismu půdního profilu v biogeochemickém modelu bylo simulováno stejné vápnění jako na lokalitě Kovářská. Je nicméně jisté, že půdní reakce (pH) na kationty bohatém podloží lokality Fláje, by byla přirozeně mnohem příznivější než na dalších krušnohorských lokalitách (Načetín, Kovářská).

Půdy na lokalitě Uhlířská v Jizerských horách jsou srovnatelně kyselé jako půdy na lokalitě Načetín. Půdní reakce je nízká (pH = 4.18) a bazická saturace dosahuje 7.6% (Tabulka 2). Geologické podloží je tvořeno kyselou žulou, zásoby bazických kationtů jsou srovnatelné s nepovápněnou lokalitou na Načetíně (Tabulka 3, Obrázek 14). Není pravděpodobné, respektive neexistují relevantní podklady, že by lokalita Uhlířská byla v minulosti vápněna.



Obrázek 15. Modelované rozpouštění vápence na vápněných lokalitách Načetín, Kovářská a Fláje.



Tabulka 2. Chemismus půd na sledovaných lokalitách.

Pásmo imisičního ohrožení	Pohoří	Lokalita	Půdní horizont	Množství jmolzemě kg/m <sup>2</sup>	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	Ca	Mg	Na	K	výměnná acidita Al + H	výměnný Al	CEC	SUMA bazických kationtů	Bazická saturace	C		N	C/N
																%	g/g		
B		Načetín - kontrola	L	2.1 ± 1.0	3.97 ± 0.2	3.11 ± 0.2	572 ± 180	99 ± 16	8.6 ± 3.3	317 ± 79	19 ± 4.4	0.10 ± 0.0	64 ± 7.8	45 ± 8.8	70% ± 7.2%	47% ± 0.8%	1.6% ± 0.1%		29 ± 2.9
B		Načetín - kontrola	FH	8.5 ± 2.0	3.39 ± 0.2	2.43 ± 0.1	315 ± 141	92 ± 11	15 ± 2.8	124 ± 19	77 ± 6.2	34 ± 5.0	104 ± 9.7	27 ± 7.9	26% ± 5.9%	36% ± 2.5%	1.7% ± 0.1%		22 ± 1.7
B		Načetín - kontrola	0-10	54 ± 7.0	3.65 ± 0.1	2.83 ± 0.1	16 ± 7.3	16 ± 7.6	5.2 ± 0.6	25 ± 5.2	66 ± 4.3	42 ± 5.2	69 ± 4.2	3.0 ± 1.1	4.3% ± 1.6%	8.4% ± 0.6%	0.4% ± 0.03%		22 ± 0.1
B		Načetín - kontrola	10-20	51 ± 6.5	3.99 ± 0.2	3.29 ± 0.2	7.4 ± 1.9	8.0 ± 3.2	4.4 ± 0.6	14 ± 3.8	67 ± 9.9	42 ± 6.6	69 ± 10	1.6 ± 0.4	2.3% ± 0.6%	4.5% ± 0.7%	0.2% ± 0.03%		19 ± 1.7
B		Načetín - kontrola	20-40	103 ± 14.0	4.43 ± 0.1	3.90 ± 0.1	4.4 ± 0.7	1.7 ± 0.5	3.2 ± 0.9	7.2 ± 2.4	27 ± 7.0	18 ± 4.9	28 ± 7.2	0.7 ± 0.2	2.5% ± 0.2%	2.8% ± 0.3%	0.1% ± 0.02%		20 ± 1.3
		<b>Průměr/Suma za profil</b>		<b>219 ± 1.9</b>	<b>4.09 ± 0.09</b>	<b>3.43 ± 0.10</b>	<b>26 ± 12</b>	<b>11 ± 3.6</b>	<b>4.5 ± 0.8</b>	<b>21 ± 3.5</b>	<b>48 ± 3.5</b>	<b>30 ± 2.9</b>	<b>51 ± 3.5</b>	<b>2.9 ± 1.0</b>	<b>5.8% ± 1.9%</b>	<b>6.3% ± 0.3%</b>	<b>0.30% ± 0.01%</b>		<b>20 ± 1.0</b>
B	Krušné hory	Načetín - vápněno	L	1.8 ± 0.7	4.50 ± 0.4	3.35 ± 0.2	1076 ± 181	205 ± 25	11 ± 2.3	379 ± 57	13 ± 1.9	0.10 ± 0.0	94 ± 11	81 ± 12	86% ± 3.1%	46% ± 0.6%	1.7% ± 0.1%		28 ± 2.0
B		Načetín - vápněno	FH	8.3 ± 1.0	3.68 ± 0.3	2.79 ± 0.3	1117 ± 553	322 ± 176	11 ± 6.8	113 ± 58	36 ± 12	11 ± 6.9	121 ± 27	86 ± 38	67% ± 21%	39% ± 1.9%	1.8% ± 0.03%		22 ± 1.4
B		Načetín - vápněno	0-10	54 ± 7.0	3.76 ± 0.1	2.90 ± 0.1	48 ± 24	92 ± 46	8.1 ± 0.5	37 ± 7.8	70 ± 3.1	47 ± 4.6	81 ± 7.2	11 ± 5.0	14% ± 5.5%	10% ± 1.7%	0.4% ± 0.06%		22 ± 2.5
B		Načetín - vápněno	10-20	51 ± 6.5	4.16 ± 0.3	3.45 ± 0.3	9.3 ± 2.4	30 ± 17	5.3 ± 0.6	16 ± 3.9	48 ± 14	38 ± 8.9	52 ± 14	3.6 ± 1.4	7% ± 2.3%	4% ± 1.6%	0.2% ± 0.06%		22 ± 2.8
B		Načetín - vápněno	20-40	103 ± 14.0	4.40 ± 0.2	3.92 ± 0.2	5.0 ± 2.1	5.4 ± 2.2	4.1 ± 0.7	8.7 ± 3.0	23 ± 12	19 ± 12	25 ± 12	1.1 ± 0.2	5% ± 1.9%	2% ± 1.0%	0.1% ± 0.04%		21 ± 2.3
		<b>Průměr/Suma za profil</b>		<b>218 ± 1.1</b>	<b>4.16 ± 0.18</b>	<b>3.51 ± 0.17</b>	<b>69 ± 29</b>	<b>46 ± 20</b>	<b>5.7 ± 0.6</b>	<b>24 ± 3.9</b>	<b>41 ± 8.6</b>	<b>30 ± 7.7</b>	<b>49 ± 6.5</b>	<b>8.1 ± 3.0</b>	<b>17% ± 7.1%</b>	<b>6.4% ± 1.3%</b>	<b>0.28% ± 0.04%</b>		<b>22 ± 1.6</b>
A	Krušné hory	Kovářská	L	1.1 ± 0.5	5.37 ± 0.4	4.85 ± 0.5	1556 ± 263	766 ± 146	11 ± 4.0	584 ± 272	6.4 ± 0.8	0.10 ± 0.0	163 ± 26	156 ± 27	96% ± 0.8%	40% ± 3.0%	1.2% ± 0.1%		33 ± 5.3
A		Kovářská	FH	10 ± 1.7	4.33 ± 0.4	3.43 ± 0.4	1862 ± 590	749 ± 258	13 ± 0.8	109 ± 16	22 ± 14	5.1 ± 5.9	180 ± 38	158 ± 51	86% ± 10%	28% ± 2.3%	1.2% ± 0.1%		24 ± 1.0
A		Kovářská	0-10	54 ± 8.7	4.13 ± 0.2	3.14 ± 0.1	326 ± 122	240 ± 115	6.6 ± 0.6	32 ± 3.7	54 ± 8.3	34 ± 6.9	92 ± 7.7	37 ± 15	40% ± 13%	7.1% ± 0.9%	0.3% ± 0.04%		22 ± 0.3
A		Kovářská	10-20	63 ± 5.1	4.47 ± 0.1	3.74 ± 0.04	64 ± 33	52 ± 22	3.6 ± 1.2	14 ± 3.5	35 ± 4.2	24 ± 2.7	43 ± 4.6	8.0 ± 3.0	18% ± 6.4%	2.8% ± 0.3%	0.2% ± 0.01%		18 ± 1.7
A		Kovářská	20-40	114 ± 12	4.63 ± 0.1	4.08 ± 0.04	24 ± 12	14 ± 8.7	2.6 ± 1.8	11 ± 1.6	18 ± 1.7	9.1 ± 1.5	21 ± 2.2	2.8 ± 1.2	13% ± 5.0%	1.7% ± 0.2%	0.1% ± 0.01%		17 ± 1.2
		<b>Průměr/Suma za profil</b>		<b>243 ± 7.0</b>	<b>4.47 ± 0.07</b>	<b>3.76 ± 0.04</b>	<b>189 ± 61</b>	<b>112 ± 49</b>	<b>4.2 ± 1.0</b>	<b>23 ± 2.8</b>	<b>31 ± 2.3</b>	<b>18 ± 1.5</b>	<b>50 ± 4.9</b>	<b>19 ± 6.9</b>	<b>38% ± 10%</b>	<b>4.5% ± 0.2%</b>	<b>0.22% ± 0.01%</b>		<b>19 ± 0.9</b>
A	Krušné hory	Fláje	L	1.2 ± 0.3	4.96 ± 0.1	4.25 ± 0.1	2596 ± 264	388 ± 28	7.2 ± 2.8	292 ± 28	7.4 ± 0.7	0.10 ± 0.0	177 ± 16	169 ± 16	96% ± 0.6%	44% ± 1.6%	1.5% ± 0.1%		29 ± 2.5
A		Fláje	FH	12 ± 5.3	4.81 ± 0.2	3.99 ± 0.3	2517 ± 629	755 ± 107	9.0 ± 1.8	135 ± 22	13 ± 9.2	3.2 ± 4.6	205 ± 30	192 ± 39	93% ± 5.8%	29% ± 4.0%	1.5% ± 0.2%		19 ± 1.2
A		Fláje	0-10	17 ± 9.5	4.60 ± 0.1	3.68 ± 0.1	466 ± 97	293 ± 80	8.3 ± 1.2	69 ± 13	47 ± 5.7	31 ± 5.1	97 ± 10	50 ± 11	51% ± 7.4%	15% ± 2.9%	1.0% ± 0.1%		15 ± 1.4
A		Fláje	10-20	12 ± 7.7	4.73 ± 0.1	3.89 ± 0.1	287 ± 53	141 ± 59	7.0 ± 2.1	45 ± 10	37 ± 5.6	24 ± 4.3	65 ± 12	27 ± 7.5	42% ± 4.4%	10% ± 1.8%	0.7% ± 0.1%		14 ± 1.8
A		Fláje	20-40	33 ± 26	4.73 ± 0.1	3.99 ± 0.1	250 ± 71	89 ± 25	7.6 ± 1.3	30 ± 7.6	32 ± 2.4	21 ± 2.1	53 ± 6.1	21 ± 5.3	39% ± 6.2%	7.5% ± 1.9%	0.5% ± 0.1%		14 ± 2.1
		<b>Průměr/Suma za profil</b>		<b>75 ± 29</b>	<b>4.72 ± 0.07</b>	<b>3.89 ± 0.07</b>	<b>730 ± 267</b>	<b>260 ± 67</b>	<b>7.6 ± 0.9</b>	<b>65 ± 19</b>	<b>32 ± 3.1</b>	<b>20 ± 3.0</b>	<b>92 ± 16.5</b>	<b>60 ± 19.3</b>	<b>64% ± 8.4%</b>	<b>14% ± 2.9%</b>	<b>0.84% ± 0.10%</b>		<b>15 ± 2.1</b>
B	Jizerské hory	Uhlířská	L	4.4 ± 1.5	3.45 ± 0.2	2.88 ± 0.3	265 ± 191	97 ± 58	29 ± 18	314 ± 135	122 ± 52	71 ± 54	152 ± 61	31 ± 15	20% ± 7.1%	42% ± 2.2%	1.9% ± 0.2%		22 ± 2.6
B		Uhlířská	FH	11 ± 4.3	3.50 ± 0.2	3.01 ± 0.2	101 ± 67	57 ± 33	22 ± 6.3	187 ± 57	135 ± 35	89 ± 43	150 ± 39	15 ± 7.1	10% ± 3.7%	34% ± 4.2%	1.6% ± 0.2%		21 ± 1.8
B		Uhlířská	0-10	47 ± 13	3.76 ± 0.1	3.22 ± 0.2	59 ± 48	18 ± 10	15 ± 8.7	38 ± 11	76 ± 8.8	40 ± 10	82 ± 10	6.0 ± 2.6	7.2% ± 2.8%	8.1% ± 2.9%	0.4% ± 0.1%		21 ± 2.0
B		Uhlířská	10-20	62 ± 16	4.13 ± 0.1	3.64 ± 0.2	39 ± 32	8 ± 6	8.8 ± 2.0	14 ± 4.9	53 ± 15	28 ± 14	56 ± 15	3.3 ± 1.6	6.4% ± 4.2%	3.6% ± 1.3%	0.2% ± 0.1%		22 ± 1.4
B		Uhlířská	20-40	135 ± 54	4.45 ± 0.2	4.01 ± 0.2	23 ± 22	4 ± 2	7.0 ± 2.4	12 ± 3.7	30 ± 15	18 ± 17	32 ± 15	2.0 ± 1.2	6.7% ± 3.4%	2.1% ± 1.1%	0.1% ± 0.05%		23 ± 1.4
		<b>Průměr/Suma za profil</b>		<b>259 ± 76</b>	<b>4.18 ± 0.11</b>	<b>3.70 ± 0.12</b>	<b>43 ± 39</b>	<b>11 ± 4.7</b>	<b>10 ± 2.3</b>	<b>32 ± 12</b>	<b>51 ± 11</b>	<b>30 ± 8.7</b>	<b>55 ± 12</b>	<b>4.3 ± 2.4</b>	<b>7.6% ± 2.9%</b>	<b>5.7% ± 1.4%</b>	<b>0.26% ± 0.06%</b>		<b>22 ± 0.9</b>

Tabulka 3. Zásoby hlavních ekologicky významných prvků v půdním profilu na sledovaných lokalitách.

Pásmo imisiního ohrožení	Pohoří	Lokalita	Půdní horizont	Ca	Mg	K	C	N	
				kg/ha			t/ha		
B	Krušné hory	Načetín - kontrola	L	13 ± 9.2	2.2 ± 1.1	6.9 ± 3.4	9.9 ± 4.6	0.35 ± 0.2	
B		Načetín - kontrola	FH	27 ± 15	7.9 ± 2.6	11 ± 3.0	31 ± 8.2	1.4 ± 0.3	
B		Načetín - kontrola	0-10	8.6 ± 4.0	8.8 ± 4.1	13 ± 2.8	45 ± 3.5	2.1 ± 0.2	
B		Načetín - kontrola	10-20	3.8 ± 1.0	4.1 ± 1.6	6.9 ± 1.9	23 ± 3.5	1.2 ± 0.1	
B		Načetín - kontrola	20-40	4.5 ± 0.8	1.8 ± 0.5	7.4 ± 2.5	29 ± 3.5	1.5 ± 0.2	
<b>Suma za profil</b>				<b>57 ± 27</b>	<b>25 ± 8</b>	<b>45 ± 8</b>	<b>138 ± 8.5</b>	<b>6.5 ± 0.3</b>	
B		Načetín - vápněno	L	18 ± 5.2	3.5 ± 1.1	6.5 ± 2.3	8.0 ± 3.2	0.30 ± 0.1	
B		Načetín - vápněno	FH	96 ± 54	27 ± 15	10 ± 5.6	32 ± 2.4	1.5 ± 0.2	
B		Načetín - vápněno	0-10	26 ± 13	50 ± 25	20 ± 4.2	53 ± 9.2	2.4 ± 0.3	
B		Načetín - vápněno	10-20	5 ± 1.2	15 ± 8.5	8.1 ± 2.0	22 ± 8.3	1.0 ± 0.3	
B		Načetín - vápněno	20-40	5 ± 2.2	5.5 ± 2.3	8.9 ± 3.1	23 ± 10	1.0 ± 0.4	
<b>Suma za profil</b>				<b>150 ± 64</b>	<b>101 ± 44</b>	<b>53 ± 9</b>	<b>139 ± 28</b>	<b>6.2 ± 0.9</b>	
A		Kovářská	L	18 ± 11	9.1 ± 5.4	6.2 ± 3.4	4.4 ± 1.7	0.14 ± 0.07	
A		Kovářská	FH	188 ± 61	76 ± 28	11 ± 2.2	29 ± 7.0	1.2 ± 0.3	
A		Kovářská	0-10	184 ± 84	136 ± 77	17 ± 3.8	39 ± 5.4	1.7 ± 0.3	
A		Kovářská	10-20	40 ± 20	33 ± 16	8.7 ± 2.2	18 ± 1.0	1.0 ± 0.1	
A		Kovářská	20-40	27 ± 14	16 ± 8.2	12 ± 1.4	20 ± 3.8	1.2 ± 0.2	
<b>Suma za profil</b>				<b>457 ± 142</b>	<b>270 ± 115</b>	<b>55 ± 6.1</b>	<b>110 ± 6.4</b>	<b>5.3 ± 0.4</b>	
A		Fláje	L	33 ± 9.3	4.9 ± 1.3	3.7 ± 0.9	5.4 ± 1.1	0.19 ± 0.03	
A		Fláje	FH	277 ± 99	87 ± 34	15 ± 6.0	33 ± 13	1.8 ± 0.7	
A		Fláje	0-10	81 ± 54	51 ± 35	11 ± 7.2	23 ± 10	1.6 ± 0.8	
A		Fláje	10-20	33 ± 17	15 ± 9.4	5.4 ± 3.5	11 ± 5.8	0.9 ± 0.5	
A		Fláje	20-40	79 ± 54	28 ± 19	8.8 ± 5.4	24 ± 16	1.7 ± 1.2	
<b>Suma za profil</b>				<b>503 ± 88</b>	<b>186 ± 49</b>	<b>44 ± 4</b>	<b>96 ± 21</b>	<b>6.1 ± 1.7</b>	
B	Jizerské hory	Uhlířská	L	13 ± 11	4.4 ± 3.0	14 ± 6.6	18 ± 6.6	0.80 ± 0.2	
B		Uhlířská	FH	8.8 ± 8.6	2.9 ± 3.7	11 ± 10	38 ± 14	1.8 ± 0.6	
B		Uhlířská	0-10	12 ± 23	5.3 ± 4.5	22 ± 2.6	35 ± 8.5	1.7 ± 0.4	
B		Uhlířská	10-20	32 ± 11	6.6 ± 4.8	17 ± 3.8	22 ± 8.5	1.0 ± 0.4	
B		Uhlířská	20-40	23 ± 11	2.3 ± 3.2	5.9 ± 9.1	26 ± 14	1.1 ± 0.6	
<b>Suma za profil</b>				<b>94 ± 54</b>	<b>29 ± 15</b>	<b>77 ± 17</b>	<b>139 ± 15</b>	<b>6.4 ± 0.7</b>	

## 2.5. Biogeochemické modelování

### 2.5.1. Model MAGIC a jeho stručný popis

Acidifikace je proces dlouhodobý a kumulativní, který se dynamicky vyvíjí. Teprve po určité době se projevují příznaky procesů, které již dlouho skrytě probíhají. Proto je vhodné zabývat se i minulostí acidifikovaných ekosystémů. Pokud nebudeme schopni rekonstruovat stav sledovaného ekosystému před začátkem acidifikace, nebudeme mít srovnávací bod, ke kterému bychom se v budoucnu měli opět snažit přiblížit. Pro tento cíl se používají matematické modely simulující dlouhodobý průběh acidifikace. Protože hlavní složkou ekosystému určující jeho odolnost vůči antropogennímu okyselování jsou půdy, zahrnují tyto modely zejména půdní procesy vedoucí k acidifikaci půd a vod. Jedním ze středně komplexních modelů je MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments - Model acidifikace podzemních vod v povodích), vyvinutý v polovině osmdesátých let v

USA (Cosby et al., 1985a, 1985b) a od té doby úspěšně aplikován na mnoha místech světa a dále vyvíjen (Cosby et al., 2001; F. Oulehle et al., 2012; Oulehle et al., 2015).

MAGIC je procesově orientovaný (mechanistický), dynamický model, který byl sestaven a kalibrován pro zalesněné povodí White Oak Run ve Virginii, USA. Jako většina modelů je založen na určitém stupni zjednodušení struktury systému. Je tzv. „lumped“, tedy shrnující, který neuvažuje heterogenitu ekosystému. Předpokládá, že veškeré děje probíhající v povodí nebo na experimentální ploše je možno shrnout do několika relativně snadno popsatelných procesů. V přírodě proměnlivá hodnota je v modelu popsána jednou shrnující, průměrnou hodnotou (zvláště půdní složení, obvykle velmi heterogenní). Proces, jak z prostorově heterogenních dat získat jediné číslo reprezentující lokalitu není formálně ustálen a obvykle vychází z vážení měřených hodnot. MAGIC je založen na řešení systému rovnovážných rovnic půda-půdní roztok a hmotové bilanci získaných produktů.

Jako vstupní parametry pro model jsou použity hlavně současné vlastnosti půd ve zkoumaném povodí nebo ploše (velikost sorpčního půdního komplexu, jeho nasycenost bazickými kationty, množství a struktura půd, adsorpce  $\text{SO}_4^{2-}$  na jílových minerálech, disociační konstanty organických kyselin, rychlost zvětrávání matečné horniny, fixace důležitých prvků v biomase) a další experimentálně dosažitelné veličiny.

Hlavní řídicí proměnnou celého modelu jsou údaje o časových změnách atmosférické depozice. Další důležitou řídicí veličinou je příjem bazických kationtů vegetací, zejména stromy a jejich fixace v biomase, v tomto případě hlavně ve dřevě. V našem případě je zahrnut i vliv vápnění lesů.

Součástí práce s modelem je i odhad všech uvedených parametrů pro období před začátkem kyselé depozice. Model pracuje tak, že vychází z odhadnutých „přirozených“ preindustriálních podmínek a podle zadaných scénářů depozice vypočítává odezvu půd a vod na měnící se kyselou zátěž. Modelování je úspěšné, pokud se podaří zadáním preindustriálního odhadu a navržených scénářů vývoje depozice zreprodukovat současný známý stav ekosystému. Teprve pak je možno modelovat budoucí vývoj. Detailní popis modelu je připojen jako Příloha I.

V rámci této studie byl model aplikován na všechny lokality, kde byly odebrány půdní vzorky.

### 2.5.2. Načetín

Kalibrační parametry modelu MAGIC pro lokalitu Načetín jsou uvedeny v Tabulka 4. Model byl kalibrován a modelové parametry srovnávány s měřenými hodnotami chemického složení půd a půdních roztoků, které jsou pro lokalitu Načetín dostupné od roku 1994 (Oulehle et al., 2012; Oulehle et al., 2006). Půdní vody jsou odebírány z hloubky 30cm v měsíčním intervalu od roku 1997. Depozice je měřena v měsíčním intervalu od roku 1994. Data depozic pro celé modelované období (1850-2050) byla odhadnuta (1850-1993 a 2018-2050) či měřena (1994-2017) a to na základě publikovaných metodických postupů (viz. kapitola 2.3). Vývoj půdního chemismu na lokalitě Načetín byl modelován pro A) kontrolní plochu (bez vlivu vápnění) a B) plochu experimentálně povápněnou. Na ploše experimentálně vápněné jsou údaje o půdním chemismu (půdní vody ve 30cm) dostupné od roku 2007. Tento přístup umožňuje nezávislou kalibraci modelu při zahrnutí/nezahrnutí vápnění v této oblasti.

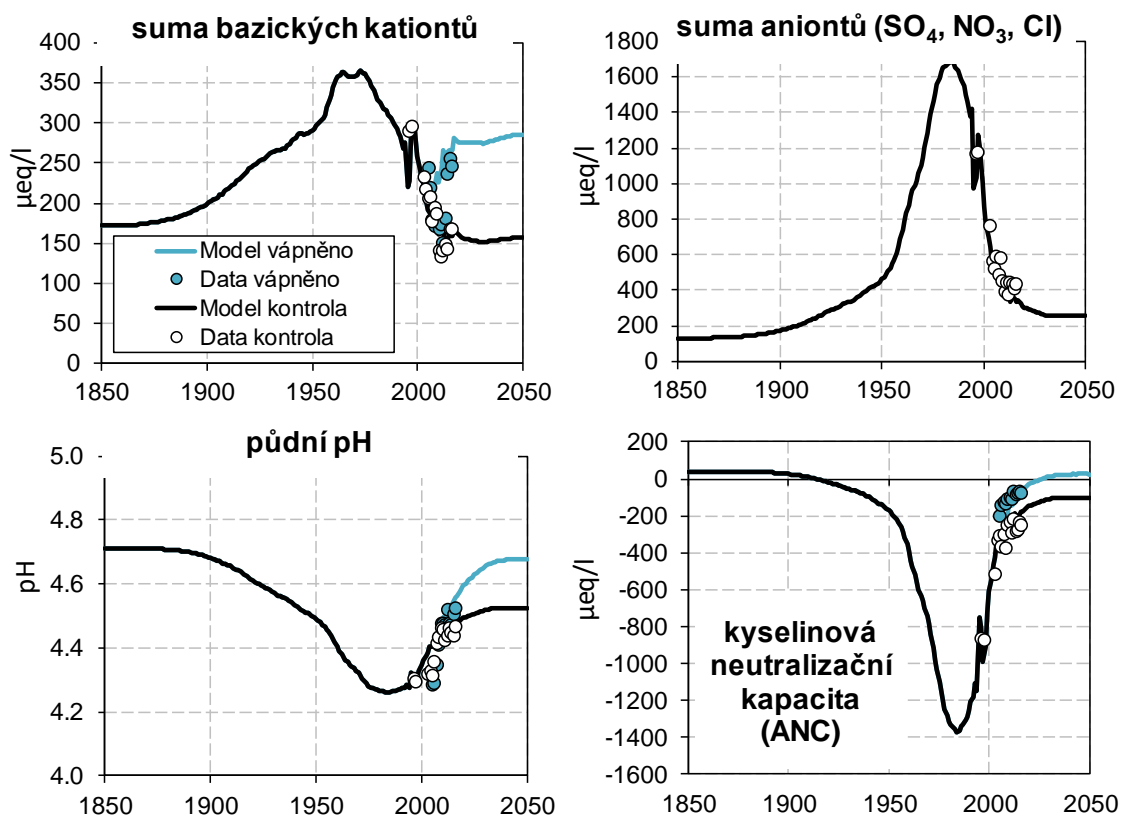
Hlavním parametrem dlouhodobě regulujícím chemismus půd je vývoj kyselé atmosférické depozice, zejména depozice síry (Obrázek 10). S nárůstem depozice síry dochází k nárůstu vyplavování bazických kationtů (Ca, Mg, K) z půdního profilu společně se síranovým ( $\text{SO}_4$ ) a dusičnanovým ( $\text{NO}_3$ ) aniontem (Obrázek 16). Vyplavování bazických kationtů dosáhlo vrcholu v polovině 80. let, kdy se

snižuje půdní pH na nejnižší hodnoty ( $\text{pH} \approx 4.3$ ) a kyselinová neutralizační kapacita dosahuje nejnižší úrovně ( $\text{ANC} \approx -1400 \mu\text{eq/l}$ ). Lontová rovnováha mezi kationty a anionty je kompenzována protony (snižování pH) a rozpouštěním iontového hliníku. Růst iontového hliníku ( $\text{Al}_i$ ) v půdním prostředí na hranici  $\approx 1200 \mu\text{eq/l}$  dále snižuje ekologicky relevantní parametr poměru sumy bazických kationtů ku hliníku ( $\text{Bc}/\text{Al}$ ). Při poklesu  $\text{Bc}/\text{Al}$  pod 1 dochází k fyziologickému stresu kořenů smrků, tento stav byl dosažen již kolem roku 1955 (Obrázek 17). Vyplavování bazických kationtů z půdního profilu má za následek ochuzování půd o bazické kationty, ty nejsou dostatečně doplňovány z depozice a zvětrávání ( $28.5 \text{ meq/m}^2/\text{rok}$ ) a dochází jejich nahrazování v půdní matrici protony ( $\text{H}^+$ ) a hliníkem ( $\text{Al}_i$ ). V důsledku toho klesá nasycenost sorpční kapacity – bazická saturace půd (Obrázek 18). Modelovaná bazická saturace postupně klesala z preindustriální hodnoty ca 19% na současných 6%, přičemž regenerace půdní bazické saturace je predikována pouze pozvolná. To je zapříčiněno zejména nízkou zvětrávací schopností půd, stále poměrně vysokým odnosem kyselými anionty a částečně i zabudováním bazických živin v lesní biomase.

Experimentální vápnění jemně mletým dolomitickým vápencem v množství 3t/ha v roce 2007 ovlivnilo vývoj chemismu půdních vod a zásob Ca a Mg v půdách. Rozpouštění vápence (Obrázek 15) zvýšilo koncentraci Ca a Mg v půdních vodách, čímž se zvýšilo půdní pH na hodnotu 4.5 a došlo ke snížení koncentrace  $\text{Al}_i$  jak v modelované variantě, tak i v měřených datech (Obrázek 16-9). Došlo k zvýšení poměru  $\text{Bc}/\text{Al}$  nad úroveň 1. Rozpouštění vápence dotovalo půdu Ca i Mg, což vyústilo ve zvýšení bazické saturace na 17%. Všechny tyto měřené dynamické změny byly reprodukovány v modelové predikci. Vápněná plocha na Načetíně bude podle modelových předpokladů i nadále vykazovat zlepšující se acido-bazické vlastnosti – růst pH (až na úroveň 4.7 v roce 2050), zvyšování ANC ( $25 \mu\text{eq/l}$  v roce 2050), zvyšování  $\text{Bc}/\text{Al}$  (3.5 v roce 2050) a zvyšování bazické saturace ( $\text{BS} = 29\%$  v roce 2050). Modelovaná bazická saturace pro rok 2050 (29%) je významně vyšší než preindustriální odhadovaná bazická saturace (19%), což ukazuje na významné ovlivnění půd vápněním ve srovnání s „přirozeným“ stavem, a tedy i značnou změnu stavu ekosystému. Vápnění tedy pouze nekompenzuje kyselou depozici, ale zcela mění geochemickou podstatu lesních půd.

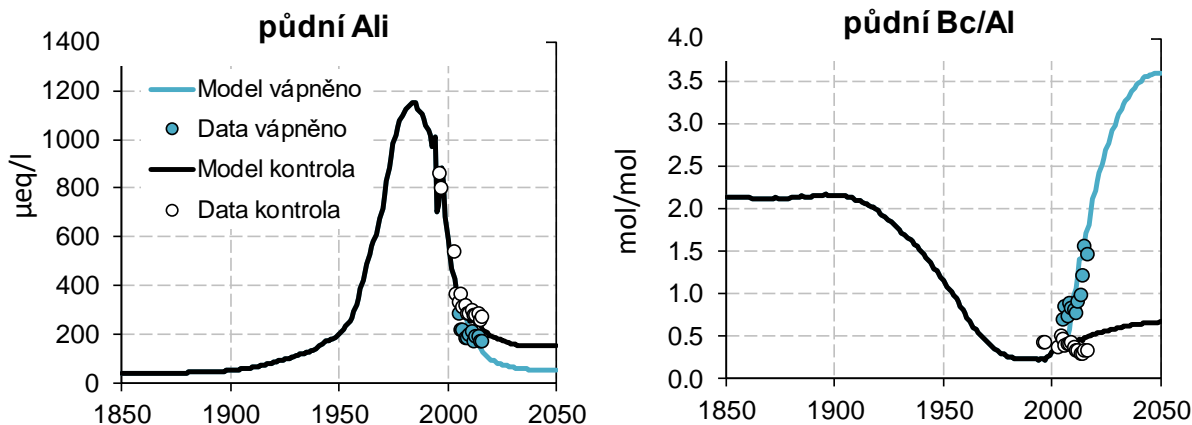
Tabulka 4. Parametry použité při kalibraci lokality Načetín v biogeochemickém modelu MAGIC.

Parametry pevně dané		jednotka	hodnota
Srážky	měřeno	mm	1050
Odtok	modelováno	mm	407
Půdní hloubka	měřeno	m	0.4
Hustota půdy (<2 mm jemnozem)	měřeno	kg m <sup>-3</sup>	548
Kationtová výměnná kapacita (CEC)	měřeno	meq kg <sup>-1</sup>	51
Organické kyseliny	měřeno	mmol m <sup>-3</sup>	65
pK <sub>1</sub> (organic acids)	měřeno	-log	3.5
pK <sub>2</sub> (organic acids)	měřeno	-log	4.4
pK <sub>3</sub> (organic acids)	měřeno	-log	5.5
Čistý příjem bazických kationtů porostem	odhadnuto	meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	12.2
Bazická saturace (2018)	měřeno	%	5.8
Půdní C/N (2018)	měřeno	mol mol <sup>-1</sup>	23
<b>Parametry kalibrované</b>			
SO <sub>4</sub> adsorpce (1/2 saturace)		meq m <sup>-3</sup>	100
SO <sub>4</sub> adsorpce (max)		meq kg <sup>-1</sup>	50
Rozpustnost Al(OH) <sub>3</sub>		log	9.2
Zvětrávání bazických kationtů (Ca+Mg+Na+K)		meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	28.5
Počáteční (1850) bazická saturace		%	18.7

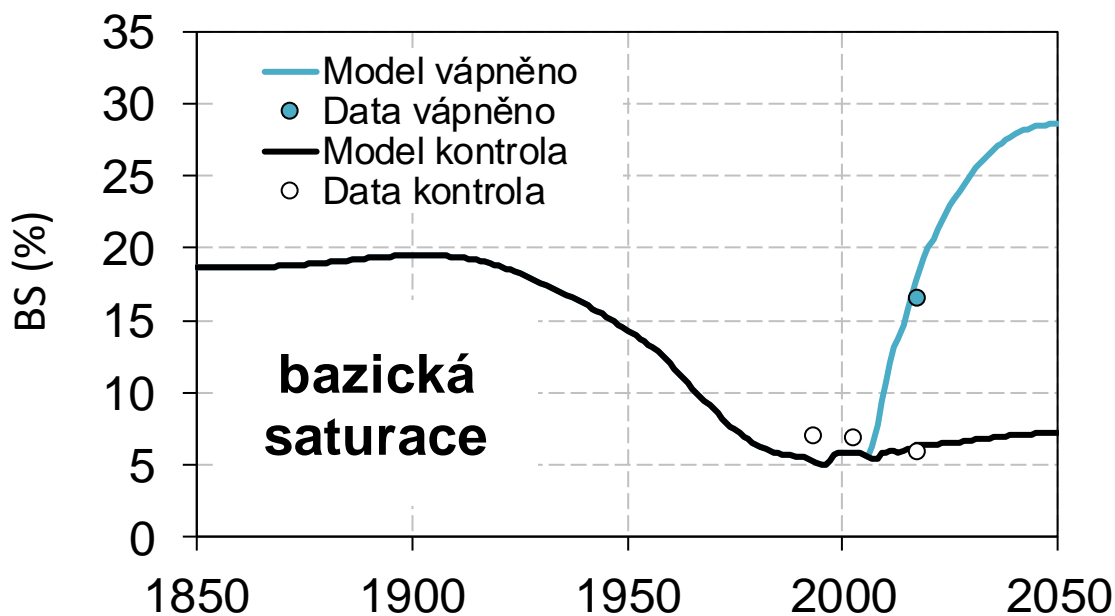


Obrázek 16. Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40cm na lokalitě Načetín. Modelové odhady pro kontrolní plochu nevápněnou (referenční) s měřenými daty (černá čára a bílé kolečka) a modelový odhad pro povápněnou plochu s měřenými daty (modrá čára a modrá kolečka).





Obrázek 17. Vývoj koncentrace půdního iontového hliníku (Ali) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů v profilu 0-40cm na lokalitě Načetín. Modelové odhady pro kontrolní plochu nevápněnou (referenční) s měřenými daty (černá čára a bílé kolečka) a modelový odhad pro povápněnou plochu s měřenými daty (modrá čára a modrá kolečka).



Obrázek 18. Vývoj bazické saturace v profilu 0-40cm na lokalitě Načetín. Modelové odhady pro kontrolní plochu nevápněnou (referenční) s měřenými daty (černá čára a bílé kolečka) a modelový odhad pro povápněnou plochu s měřenými daty (modrá čára a modrá kolečka).

### 2.5.3. Kovářská

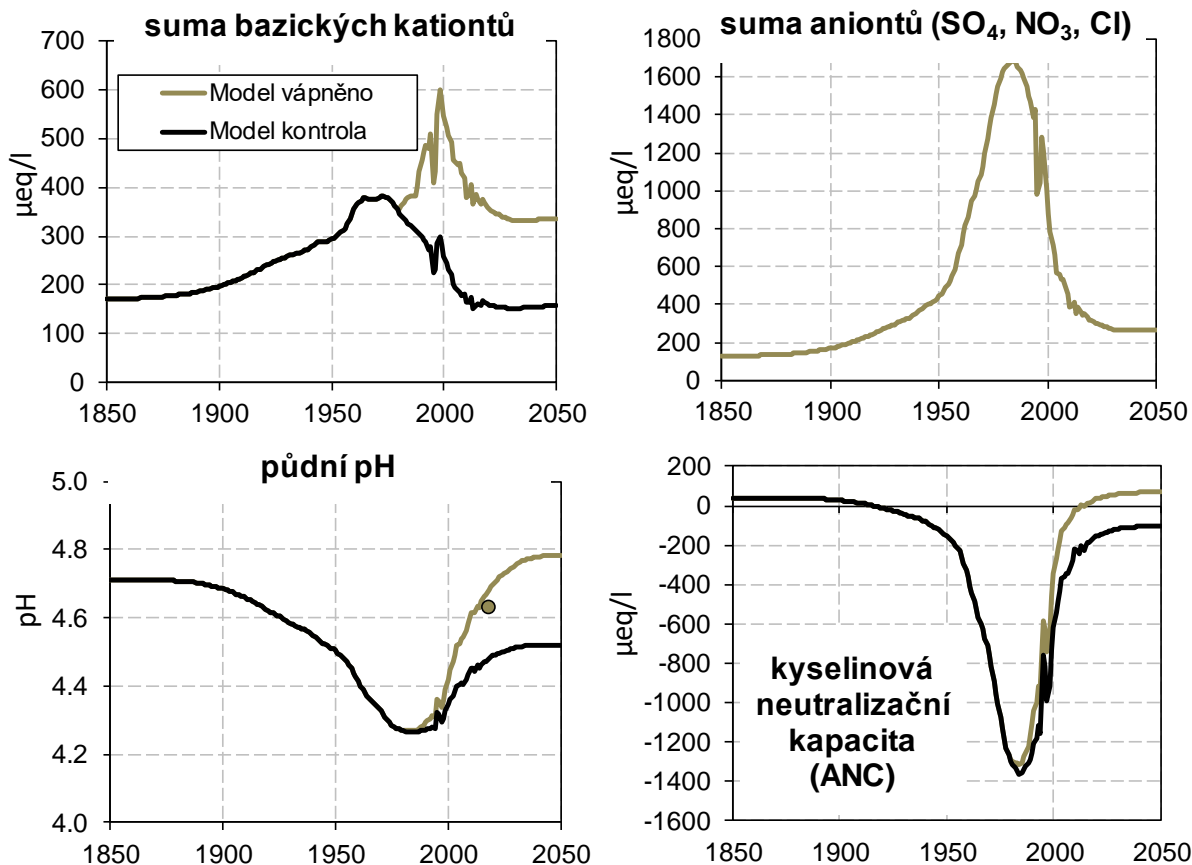
Kalibrační parametry modelu MAGIC pro lokalitu Kovářská jsou uvedeny v Tabulka 5. Půdy lokality Kovářská jsou vytvořené na stejném podloží jako na lokalitě Načetín (pararula). Je zde srovnatelná skeletovitost a zásoba jemnozeme (243 kg/m<sup>2</sup> do hloubky 40cm). Půdy mají podobné zásoby C, N, K, Na a vykazují srovnatelnou kationtovou výměnnou kapacitu (CEC) (Tabulka 2 a Tabulka 3).

Na lokalitě Kovářská jsou významně vyšší zásoby Ca a Mg v půdě, ve srovnání s lokalitou Načetín-kontrola, což souvisí s historickým vápněním v této oblasti Krušných hor. Modelovaný vývoj chemismu půdy na lokalitě Kovářská tudíž vychází z parametrizace modelu pro lokalitu Načetín. Jako další zdroj Ca a Mg byla do modelu dodána sekvence vápnění (rok 1980 – 1.5t/ha CaCO<sub>3</sub>, rok 1988 – 2t/ha CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> a 1997 – 3t/ha CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) tak, jak je uvedeno v kapitole 2 a znázorněno na Obrázek 15.

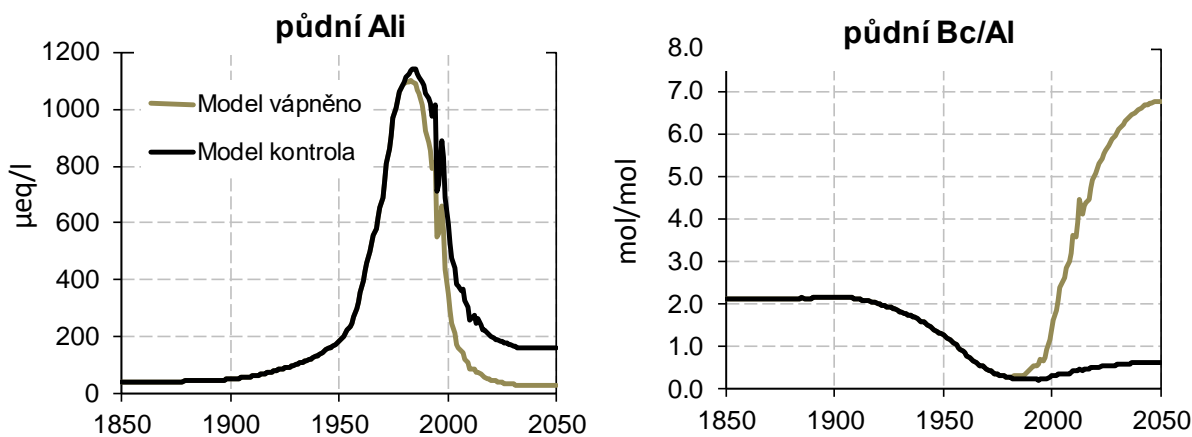
Vývoj půdní acidifikace na lokalitě Kovářská je srovnatelný s popisem postupného vymývání bazických kationtů spojených s nárůstem iontového hliníku a poklesu pH, jak bylo uvedeno pro lokalitu Načetín. Srovnatelný vývoj je výsledkem velmi podobných fyzikálně – chemických vlastností půd na obou lokalitách. Měřená dnešní vysoká bazická saturace na Kovářské je výsledkem opakovaného vápnění v oblasti. První simulované vápnění kolem roku 1980 stimulovalo zlepšení acido-bazických vlastností půd, které je vidět na Obrázek 19. Ve srovnání se simulací, bez vápnění, dochází již v 80. letech k postupnému nárůstu půdního pH a snižování kyselinové neutralizační kapacity (ANC). Přesto je akcelerace regenerace půd dosažena až v průběhu 90. let, kdy po simulovaném vápnění v 2. polovině 90. let dochází k překročení hodnoty Bc/Al poměru kolem roku 2000 (Obrázek 20). Poměrně rychlá regenerace je vidět v parametru bazické saturace, ta začíná růst od 80. let a v roce 2000 je na úrovni odhadované bazické saturace v „předindustriálním“ období (rok 1850). Dnešní měřená bazická saturace (38 %) je dvojnásobná vzhledem k simulované bazické saturaci k roku 1850 (19%) (Obrázek 21), dnešní půdní pH (4.6) je na úrovni simulovaného půdního pH pro počátek 20. století.

Tabulka 5. Parametry použité při kalibraci lokality Kovářská v biogeochemickém modelu MAGIC.

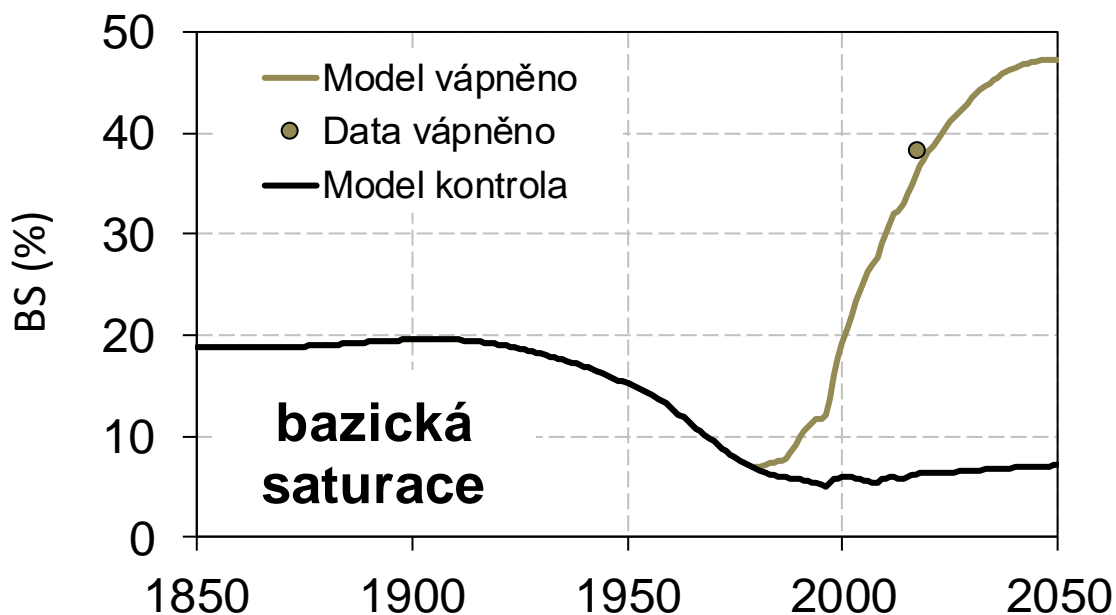
Parametry pevně dané		jednotka	hodnota
Srážky	měřeno	mm	1050
Odtok	modelováno	mm	407
Půdní hloubka	měřeno	m	0.4
Hustota půdy (<2 mm jemnozem)	měřeno	kg m <sup>-3</sup>	608
Kationtová výměnná kapacita (CEC)	měřeno	meq kg <sup>-1</sup>	50
Organické kyseliny	měřeno	mmol m <sup>-3</sup>	65
pK <sub>1</sub> (organic acids)	měřeno	-log	3.5
pK <sub>2</sub> (organic acids)	měřeno	-log	4.4
pK <sub>3</sub> (organic acids)	měřeno	-log	5.5
Čistý příjem bazických kationtů porostem	odhadnuto	meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	12.2
Bazická saturace (2018)	měřeno	%	38
Půdní C/N (2018)	měřeno	mol mol <sup>-1</sup>	23
<b>Parametry kalibrované</b>			
SO <sub>4</sub> adsorpce (1/2 saturace)		meq m <sup>-3</sup>	100
SO <sub>4</sub> adsorpce (max)		meq kg <sup>-1</sup>	50
Rozpustnost Al(OH) <sub>3</sub>		log	9.2
Zvětrávání bazických kationtů (Ca+Mg+Na+K)		meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	28.5
Počáteční (1850) bazická saturace		%	18.7



Obrázek 19. Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40cm na lokalitě Kovářská. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (hnědá čára a kolečka) a simulace bez přidavku vápence (černá čára).



Obrázek 20. Vývoj koncentrace půdního iontového hliníku (Ali) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů v profilu 0-40cm na lokalitě Kovářská. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (hnědá čára) a simulace bez přidavku vápence (černá čára).



Obrázek 21. Vývoj bazické saturace v profilu 0-40cm na lokalitě Kovářská. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (hnědá čára a kolečka) a simulace bez přidavku vápence (černá čára).

#### 2.5.4. Fláje

Kalibrační parametry modelu MAGIC pro lokalitu Fláje jsou uvedeny v Tabulka 6. Jak již bylo uvedeno v kapitole 2, půdy na lokalitě Fláje jsou odvozeny z alkalického podloží, které tvoří alkalický bazalt. Půdy jsou zde skeletovité, mělké s obsahem jemnozeme dosahující pouze 1/3 hodnot dosažených na jiných lokalitách. Parametrizace modelu musela být přizpůsobena takto odlišnému půdnímu prostředí. Přesto i zde jsme ponechali stejnou sekvenci historického vápnění, jako na lokalitě Kovářská (rok 1980 – 1.5t/ha  $\text{CaCO}_3$ , rok 1988 – 2t/ha  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  a 1997 – 3t/ha  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ). Lepší acido-bazické podmínky půd odvozených z alkalických hornin jsou v modelu zohledněny za a) zvýšeným zvětráváním bazických kationtů ( $62 \text{ meq/m}^2/\text{rok}$ ) a za b) simulovanou vyšší počáteční (rok 1850) bazickou saturací (46%). Vyšší koncentrace uhlíku ve skeletovitých půdách vedla k úpravě parametru množství organických kyselin na úroveň  $100 \text{ mmol/m}^3$  (Tabulka 6).

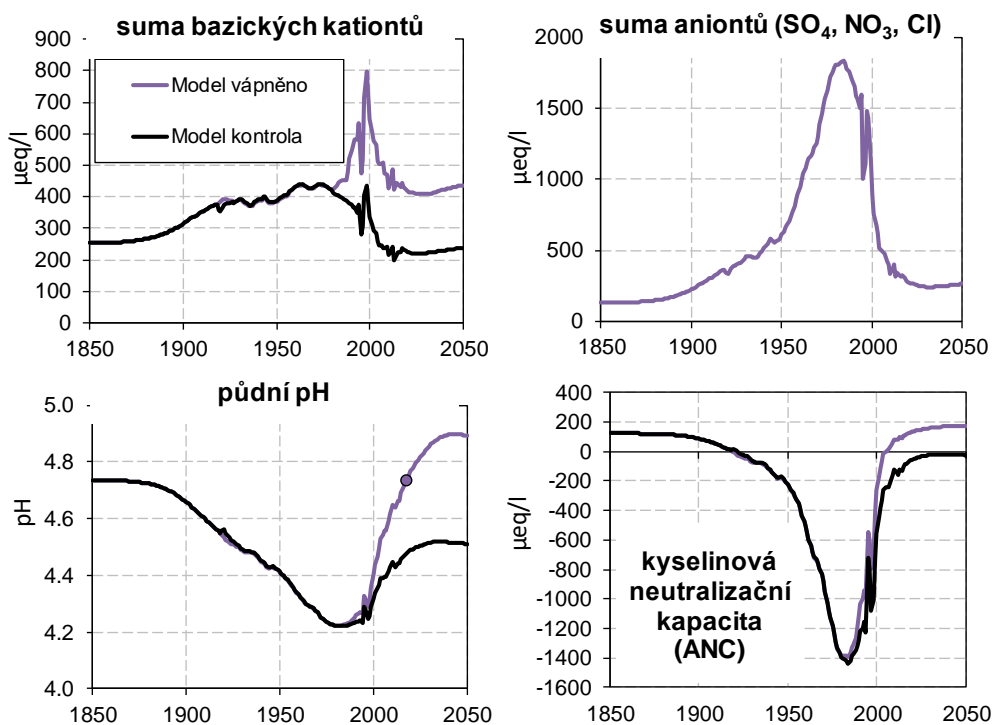
Ve srovnání s ostatními lokalitami na kyselém podloží (Načetín a Kovářská na pararule, Uhlířská na žule), jsou odhadované „předindustriální“ acido-bazické podmínky půd na Flájích mnohem lepší. Nejen již zmiňovaná počáteční bazická saturace (46%), ale i půdní pH (4.7) a poměr Bc/Al (3.7) jsou zde příznivější než na ostatních lokalitách. Přesto kyselá atmosférická depozice rychle tyto zprvu bohaté půdy okyselila (Obrázek 22). Nízká míra odolnosti těchto půd je dána primárně jejich malou mocností a nízkým obsahem jemnozeme. Půdní pH klesá a Al<sub>i</sub> roste strměji než na jiných lokalitách, nepříznivý poměr Bc/Al je tak dosažen v období srovnatelném s jinými lokalitami v Krušných horách (Obrázek 23). Naopak simulovaná bazická saturace neklesla nikdy pod 12% (rok 1980) a vápnění mělo za následek růst bazické saturace na měřenou úroveň 65% v roce 2018 (Obrázek 24). Opět je dnešní bazická saturace vyšší, díky vápnění lesů, než simulovaná bazická saturace k roku 1850.

Příznivější chemické složení podloží, spojené s vyššími zvětrávacími rychlostmi, mimo jiné ukazuje, že i bez vápnění by se půdy na lokalitě Fláje (jako jediné z krušnohorských) dostaly nad kritickou úroveň Bc/Al = 1 někdy kolem roku 2050.

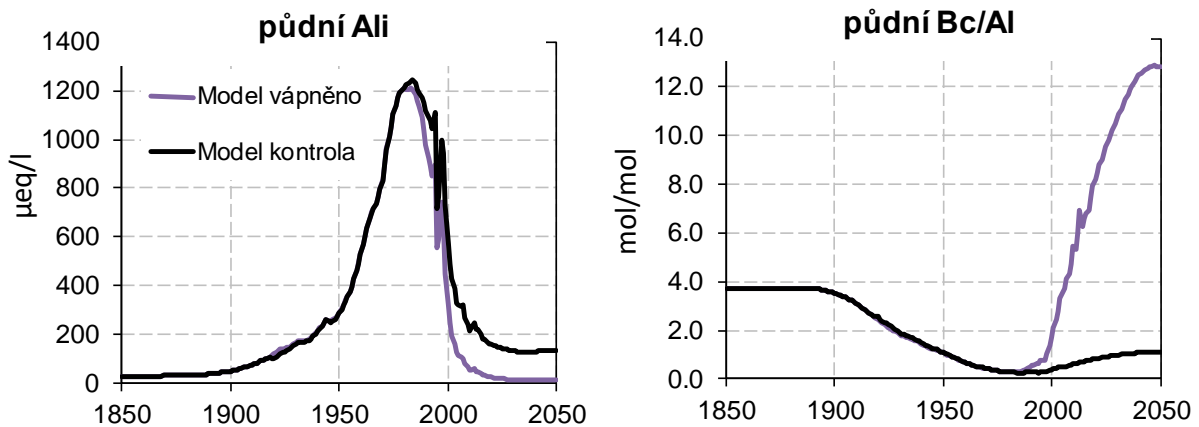
Přestože byly půdy na Flájích okyseleny, modelové odhady ukazují na nejvyšší koncentrace Ca i Mg v půdním roztoku během vrcholu acidifikace a zároveň nižší míru absolutního poklesu bazické saturace.

Tabulka 6. Parametry použité při kalibraci lokality Fláje v biogeochemickém modelu MAGIC.

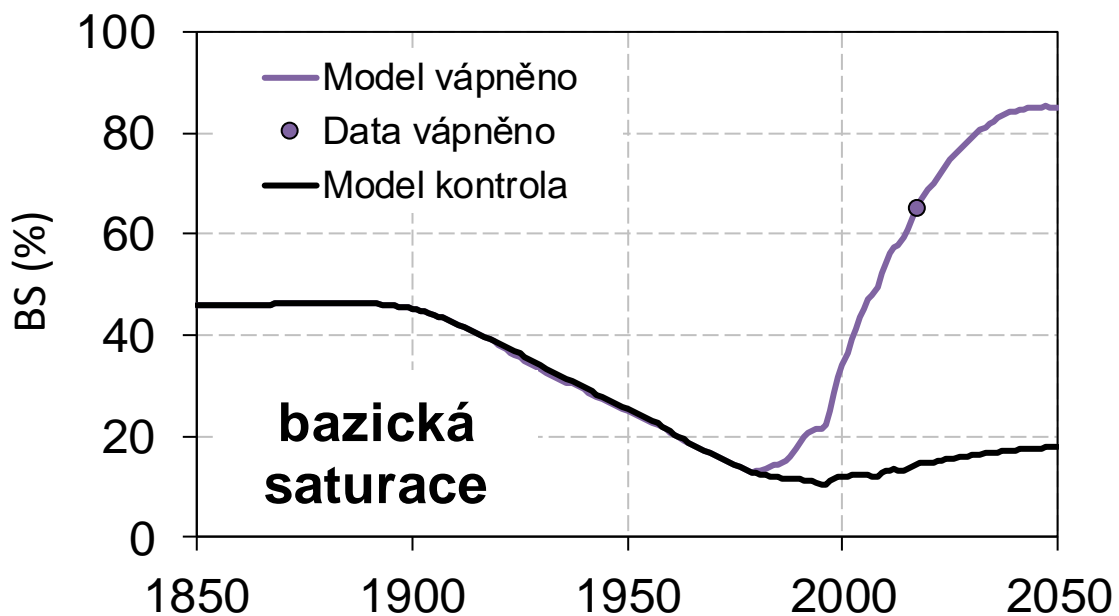
Parametry pevně dané		jednotka	hodnota
Srážky	měřeno	mm	1050
Odtok	modelováno	mm	407
Půdní hloubka	měřeno	m	0.4
Hustota půdy (<2 mm jemnozem)	měřeno	kg m <sup>-3</sup>	188
Kationtová výměnná kapacita (CEC)	měřeno	meq kg <sup>-1</sup>	92
Organické kyseliny	měřeno	mmol m <sup>-3</sup>	100
pK <sub>1</sub> (organic acids)	měřeno	-log	3.5
pK <sub>2</sub> (organic acids)	měřeno	-log	4.4
pK <sub>3</sub> (organic acids)	měřeno	-log	5.5
Čistý příjem bazických kationtů porostem	odhadnuto	meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	12.2
Bazická saturace (2018)	měřeno	%	64
Půdní C/N (2018)	měřeno	mol mol <sup>-1</sup>	23
<b>Parametry kalibrované</b>			
SO <sub>4</sub> adsorpce (1/2 saturace)		meq m <sup>-3</sup>	100
SO <sub>4</sub> adsorpce (max)		meq kg <sup>-1</sup>	50
Rozpusťnost Al(OH) <sub>3</sub>		log	9.1
Zvětrávání bazických kationtů (Ca+Mg+Na+K)		meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	62
Počáteční (1850) bazická saturace		%	46



Obrázek 22. Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40cm na lokalitě Fláje. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (fialová čára a kolečka) a simulace bez přidavku vápence (černá čára).



Obrázek 23. Vývoj koncentrace půdního iontového hliníku (Ali) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů v profilu 0-40cm na lokalitě Fláje. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (fialová čára) a simulace bez přidavku vápence (černá čára).



Obrázek 24. Vývoj bazické saturace v profilu 0-40cm na lokalitě Fláje. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (fialová čára a kolečka) a simulace bez přidavku vápence (černá čára).

### 2.5.5. Uhlířská

Kalibrační parametry modelu MAGIC pro lokalitu Uhlířská jsou uvedeny v Tabulka 7. Na rozdíl od krušnohorských lokalit je povodí Uhlířská situováno v Jizerských horách a je součástí monitorovací sítě GEOMON od roku 1994 (Oulehle et al., 2017). Od roku 1994 je v povodí Uhlířská sledován chemismus půd, srážek a potoční vody – zde jsou některé parametry měřeny od roku 1983. Model byl proto kalibrován na data potočního chemismu. Zároveň jsou k dispozici i modelové výstupy vývoje chemismu půd. Na rozdíl od krušnohorských lokalit, byl les v povodí Uhlířská výrazně těžen během 80. let 20. století, což mělo za následek sníženou depozici S a N v důsledku minimalizace suché depozice.

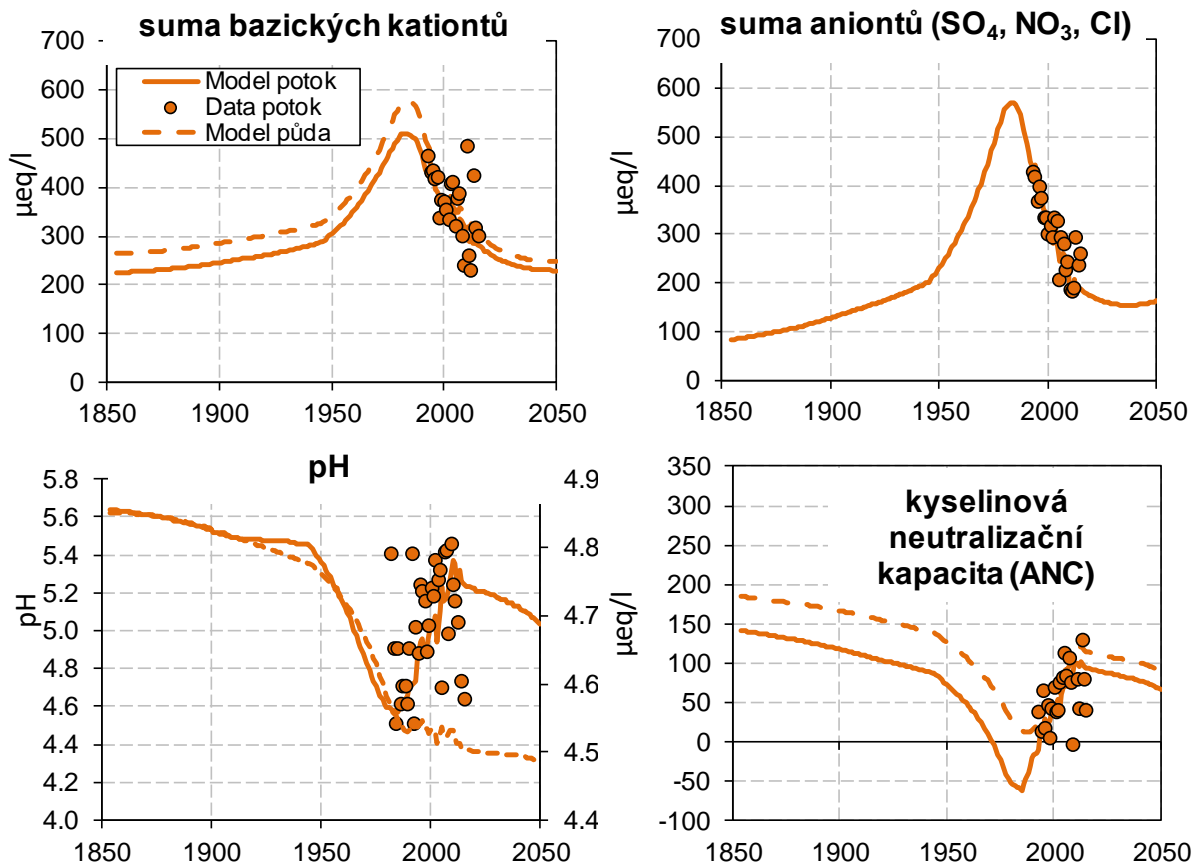
Podobně jako u krušnohorských lokalit, kyselá atmosférická depozice měla za následek postupné ochuzování půdního výměnného komplexu o bazické kationty. Tento proces byl spojen se snižováním potočního a půdního pH a propadem kyselinové neutralizační kapacity. Simulované půdní pH

nedosáhlo tak nízkých hodnot jako u lokalit v Krušných horách. I přes částečnou regeneraci potočního pH, v půdách je predikován mírný pokles pH i v budoucnu spojený zejména a) s ochuzováním půd o bazické kationty imobilizované v dřevní biomase a b) s modelovaným vzrůstem suché depozice díky růstu a zapojení dospělého lesa (Obrázek 25). Modelované jsou relativně nízké koncentrace Al v potoce a vysoký poměr Bc/Al (v půdě i potoce), který historicky nebyl pod kritickou hodnotou 1. Na rozdíl od jiných lokalit, v důsledku expanze lesa a nárůstu biomasy v tomto povodí, jsou predikovány zhoršující se acido-bazické vlastnosti půd i potoka v blízké budoucnosti (Obrázek 26). Simulovaná počáteční bazická saturace (25%) v důsledku acidifikace půd klesala až na dnešní úroveň 7.8%, se simulovaným propadem k hodnotě 5% kolem roku 2050.

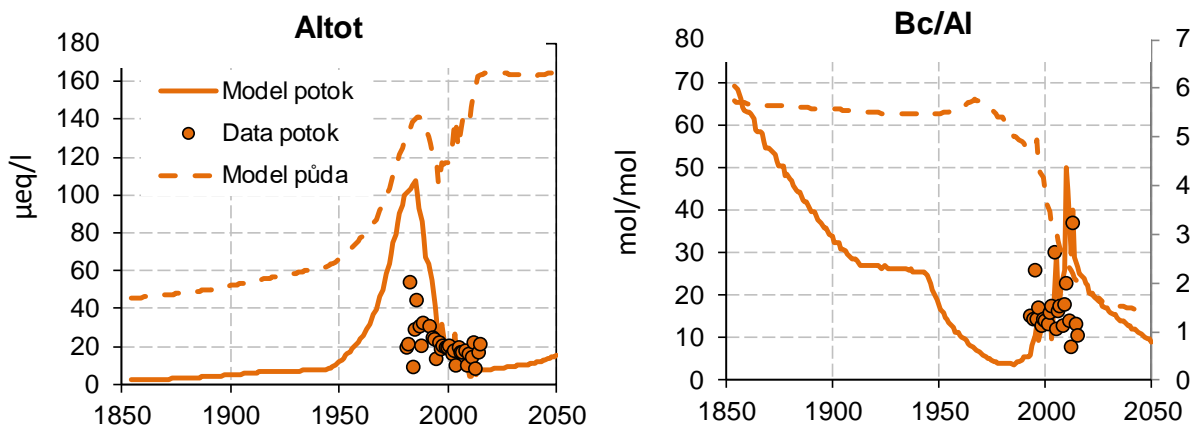
Tabulka 7. Parametry použité při kalibraci lokality **Uhlířská** v biogeochemickém modelu MAGIC.

Parametry pevně dané		jednotka	hodnota
Srážky	měřeno	mm	1210
Odtok	modelováno	mm	1000
Půdní hloubka	měřeno	m	0.9
Hustota půdy (<2 mm jemnozem)	měřeno	kg m <sup>-3</sup>	490
Kationtová výměnná kapacita (CEC)	měřeno	meq kg <sup>-1</sup>	61
Organické kyseliny	měřeno	mmol m <sup>-3</sup>	70
pK <sub>1</sub> (organic acids)	měřeno	-log	2.5
pK <sub>2</sub> (organic acids)	měřeno	-log	4.1
pK <sub>3</sub> (organic acids)	měřeno	-log	6.7
Čistý příjem bazických kationtů porostem	odhadnuto	meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	11.5
Bazická saturace (2018)	měřeno	%	7.6
Půdní C/N (2018)	měřeno	mol mol <sup>-1</sup>	23
<b>Parametry kalibrované</b>			
SO <sub>4</sub> adsorpce (1/2 saturace)		meq m <sup>-3</sup>	300
SO <sub>4</sub> adsorpce (max)		meq kg <sup>-1</sup>	25
Rozpustnost Al(OH) <sub>3</sub>		log	8.5
Zvětrávání bazických kationtů (Ca+Mg+Na+K)		meq m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	165
Počáteční (1850) bazická saturace		%	25

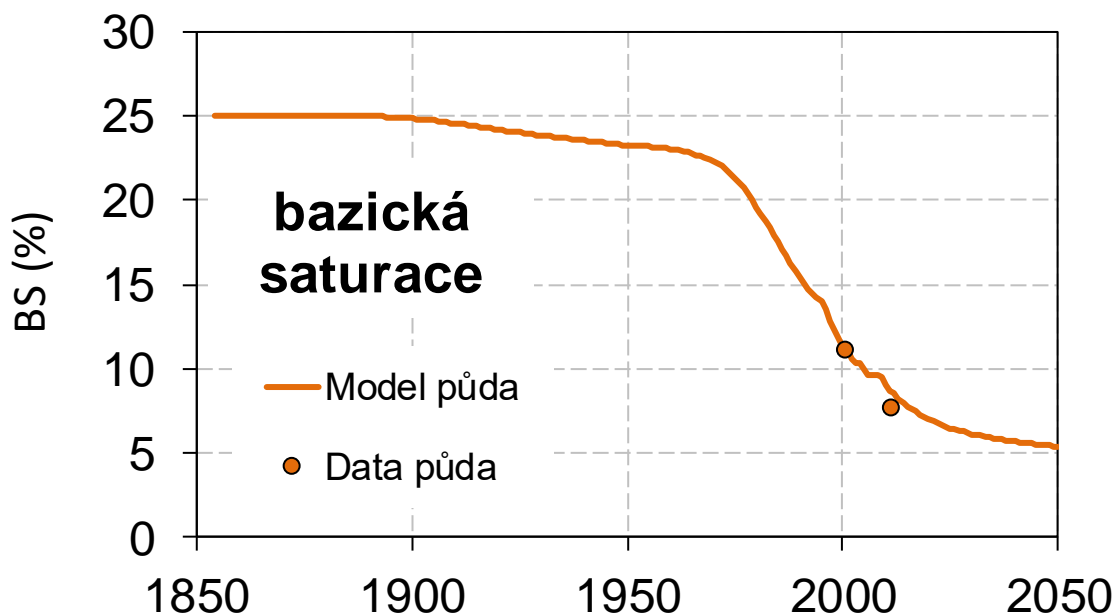




Obrázek 25. . Vývoj potočního a půdního chemismu na lokalitě Uhlířská. Modelové odhady a měřená data pro potok (oranžová čára a kolečka) a půdu (přerušovaná čára).



Obrázek 26. Vývoj koncentrace potočního a půdního iontového hliníku (Al<sub>i</sub>) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů na lokalitě Uhlířská. Modelové odhady a měřená data pro potok (oranžová čára a kolečka) a půdu (přerušovaná čára).



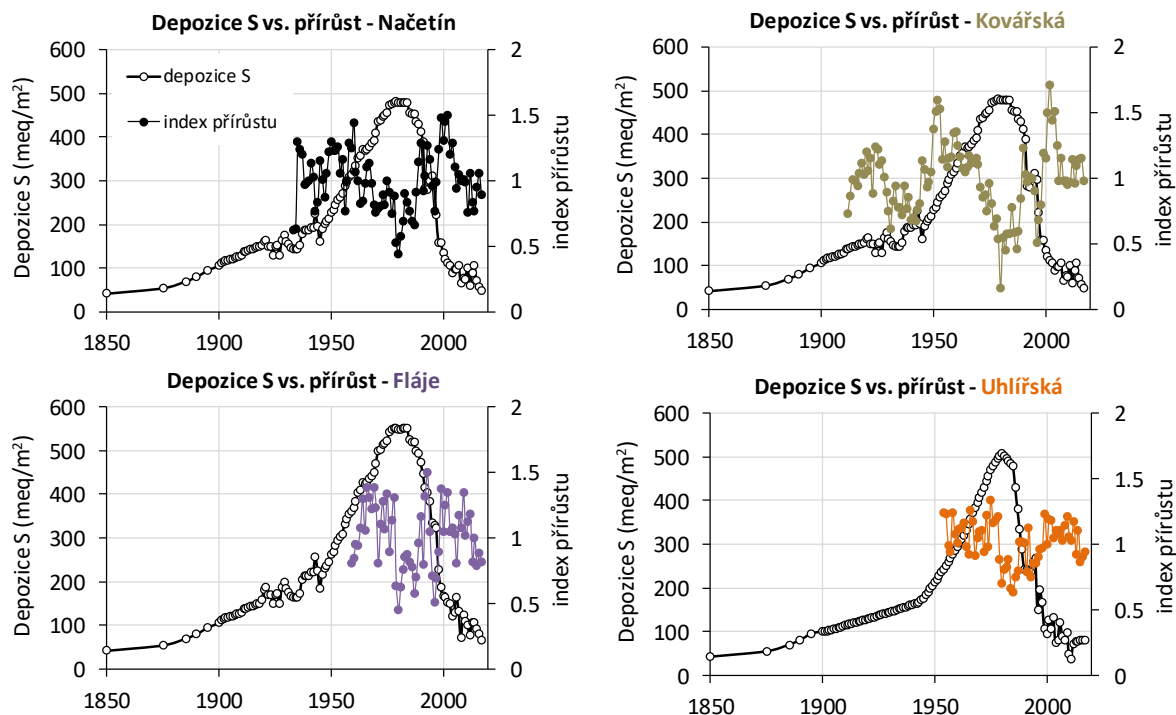
Obrázek 27. Vývoj bazické saturace v půdním profilu na lokalitě Uhlířská. Modelové odhady a měřená data.

## 2.6. Vztah mezi proměnnými prostředí a produktivitou lesa

Dlouhodobé trendy v produktivitě lesa, popsané v kapitole 2.2, byly vztaženy k faktorům prostředí charakterizovaném i) imisním zatížením a kyselou atmosférickou depozicí (kapitola 2.3) a ii) geochemickými parametry půd odvozených z biogeochemického modelování a měřených dat (kapitola 2.5). Mezi geochemické parametry prostředí jsme zahrnuli 1) půdní pH, 2) bazickou saturaci půd a 3) poměr Bc/Al. Těchto 5 parametrů (dva parametry depozičně – atmosférické a tři parametry půdní) pak bylo pomocí grafických a statistických metod porovnáno s měřeným vývojem produktivity porostů na lokalitách Načetín, Kovářská, Fláje a Uhlířská.

### 2.6.1. Korelace mezi přírůsty a vývojem kyselé depozice

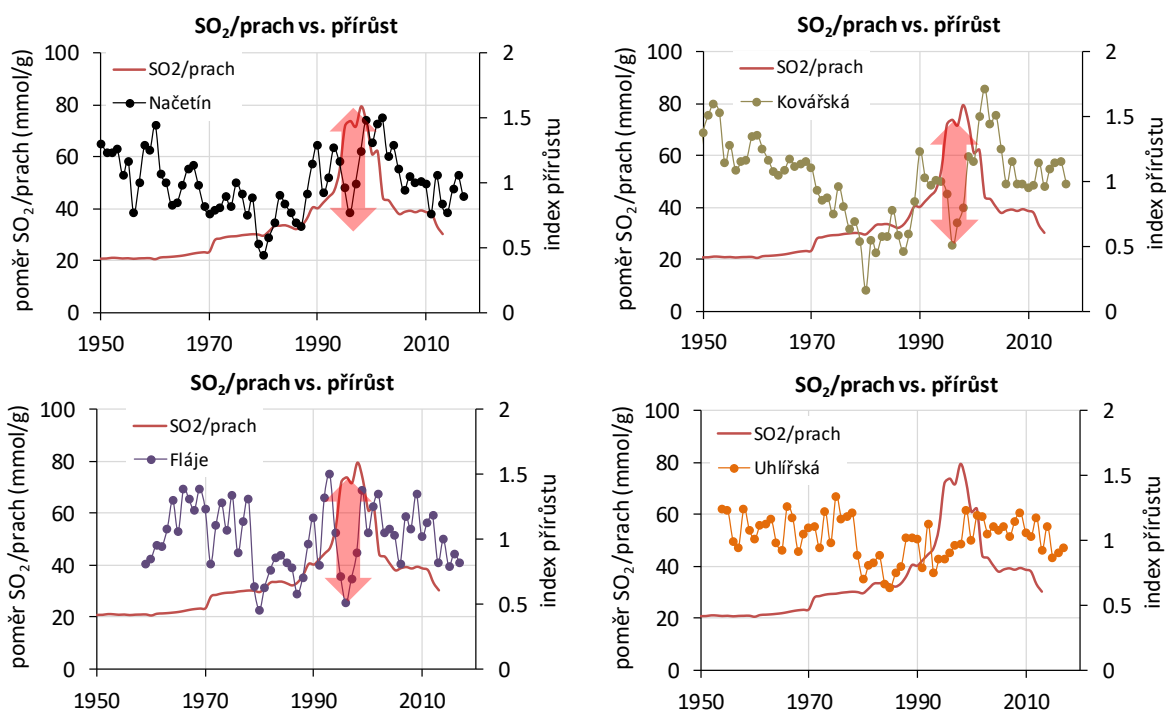
Na Obrázek 28 je graficky znázorněn průběh depozice síry na lokalitách a vývoj produktivity lesních porostů. Korelační koeficienty mezi depozicí S a přírůstem za celé období (omezené stářím porostu) se pohybují mezi  $R = -0.14$  (Fláje) a  $R = -0.4$  (Načetín), kdy pouze u Načetína a Kovářské (nejdelší řada přírůstu) se jedná o statisticky významný vztah (Tabulka 8). Mnohem těsnější korelace je pro období 1979-2017, kdy závislost produktivity lesa je statisticky signifikantně přímo úměrná depozici, potažmo imisím  $SO_2$ , na všech lokalitách. Depozice S v tomto období (1979-2017) vysvětluje 20% (Fláje) až 51% (Kovářská, Uhlířská) variability v přírůstech. Tento vztah je negativní, to znamená, že vysoké přírůsty jsou v období nízkých depozic a vice versa (Obrázek 28). Velmi podobné korelační/regresní koeficienty pro depozici S (emise) a imisí  $SO_2$  jsou prostým výsledkem jejich vzájemné těsné závislosti (viz Obrázek 9). Korelace mezi produktivitou porostů a faktory kyselé depozice by mohla být ještě těsnější, nebýt propadu přírůstu v období 1996-1998 (Obrázek 29). Propad v přírůstech v tomto období byl následkem poškození porostů kyselou námrazou v zimě 1995/96 (popsané v kapitole 2.2.2) a týkal se pouze krušnohorských lokalit. Z dat jasně vyplývá, že tato epizoda byla poslední, kdy došlo k významné negativní reakci porostů z hlediska přírůstu biomasy na faktory prostředí vázané na kyselou depozici popř. imisní zatížení.



Obrázek 28. Modelovaná (1850-1993) a měřená (1994-2017) depozice a měřený index přírůstu na lokalitách.

Tabulka 8. Korelační matice ( $R$ ) a regresní koeficienty ( $R^2$ ) pro jednotlivé parametry na lokalitách. Korelován byl vztah za i) celé období 1850-2017 (definován věkem lesa, který definuje dendrochronologický rozsah dat) a ii) v období 1979 – 2017, kdy jsou k dispozici imisní data. Signifikantní ( $p < 0.05$ ) vztah znázorněn tučně a červeně.

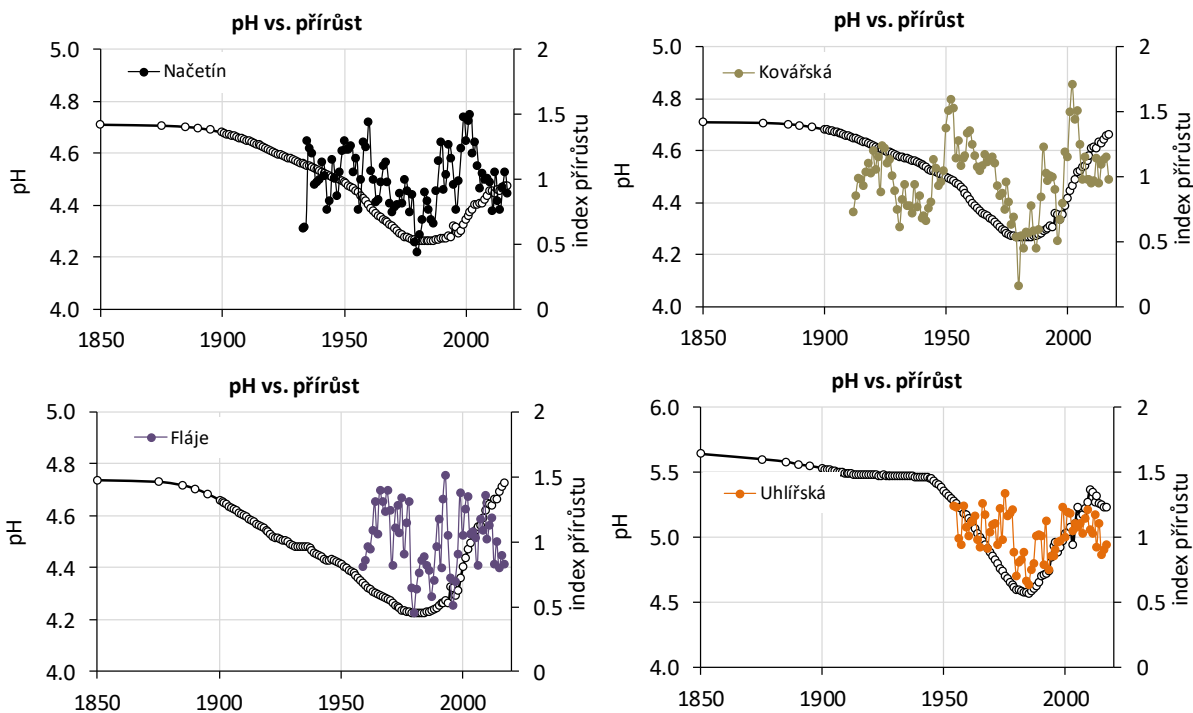
Korelační matice $R$ ( $R^2$ )	1850-2017		1979-2017		Korelační matice $R$ ( $R^2$ )	1850-2017		1979-2017	
	$R$	$R^2$	$R$	$R^2$		$R$	$R^2$	$R$	$R^2$
<b>Načetín</b>					<b>Kovářská</b>				
Depozice S	<b>-0.40</b>	<b>0.16</b>	<b>-0.49</b>	<b>0.24</b>	Depozice S	<b>-0.38</b>	<b>0.14</b>	<b>-0.72</b>	<b>0.51</b>
Imise $SO_2$			<b>-0.50</b>	<b>0.25</b>	Imise $SO_2$			<b>-0.69</b>	<b>0.48</b>
Půdní pH	0.23	0.05	0.18	0.03	Půdní pH	0.28	0.08	<b>0.56</b>	<b>0.31</b>
Půdní bazická saturace	0.13	0.02	-0.30	0.09	Půdní bazická saturace	0.34	0.11	<b>0.59</b>	<b>0.35</b>
Půdní Bc/Al	0.14	0.02	0.06	0.00	Půdní Bc/Al	0.26	0.07	<b>0.49</b>	<b>0.24</b>
Korelační matice $R$ ( $R^2$ )	1850-2017		1979-2017		Korelační matice $R$ ( $R^2$ )	1850-2017		1979-2017	
	$R$	$R^2$	$R$	$R^2$		$R$	$R^2$	$R$	$R^2$
<b>Fláje</b>					<b>Uhlířská</b>				
Depozice S	-0.14	0.02	<b>-0.45</b>	<b>0.20</b>	Depozice S	-0.22	0.05	<b>-0.72</b>	<b>0.51</b>
Imise $SO_2$			<b>-0.45</b>	<b>0.20</b>	Imise $SO_2$			<b>-0.70</b>	<b>0.49</b>
Půdní pH	0.07	0.01	0.30	0.09	Potoční pH	<b>0.41</b>	<b>0.17</b>	<b>0.62</b>	<b>0.39</b>
Půdní bazická saturace	0.07	0.00	0.34	0.11	Půdní bazická saturace	0.10	0.01	<b>-0.63</b>	<b>0.40</b>
Půdní Bc/Al	0.02	0.00	0.23	0.05	Půdní Bc/Al	-0.03	0.00	<b>-0.56</b>	<b>0.31</b>



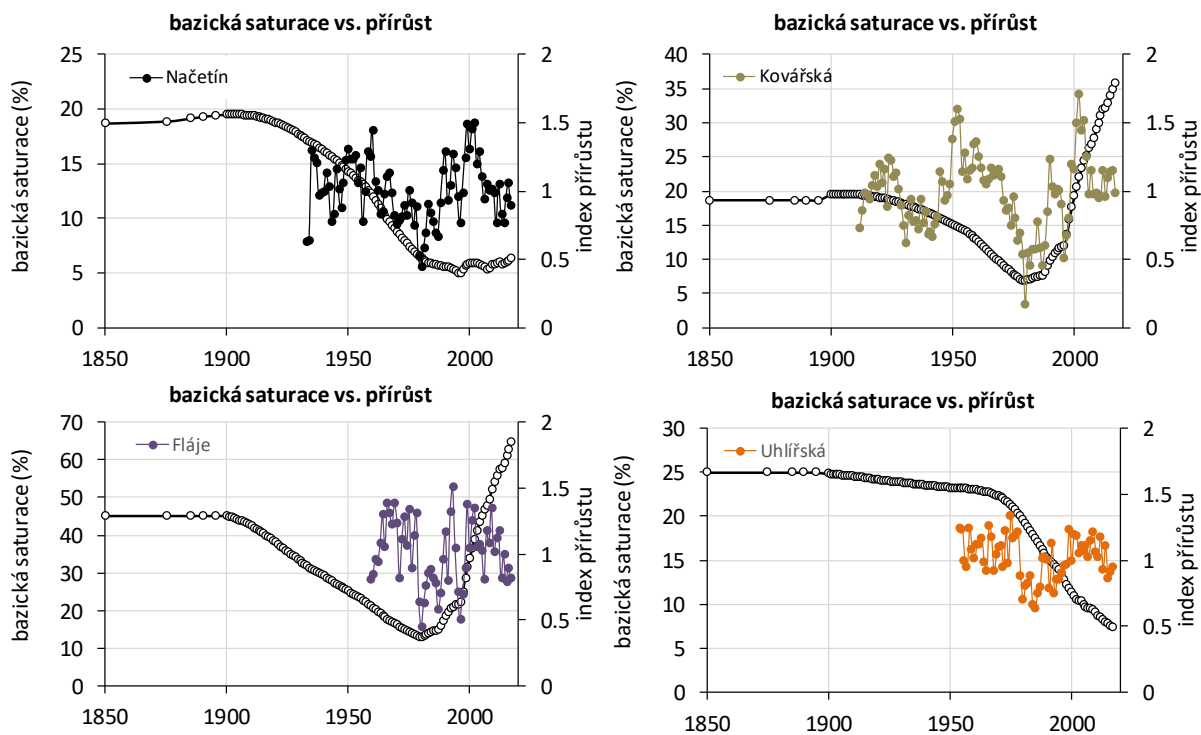
Obrázek 29. Vývoj přírůstů lesa na lokalitách a poměr emisí  $\text{SO}_2$  ku emisím prachu mezi lety 1950-2017. Signifikantní propad v přírůstech je "synchronizován" s výskytem velmi kyselých námraz v důsledku asynchronního načasování odprášení a odsíření emisních zdrojů.

### 2.6.2. Korelace mezi přírůsty a půdními parametry

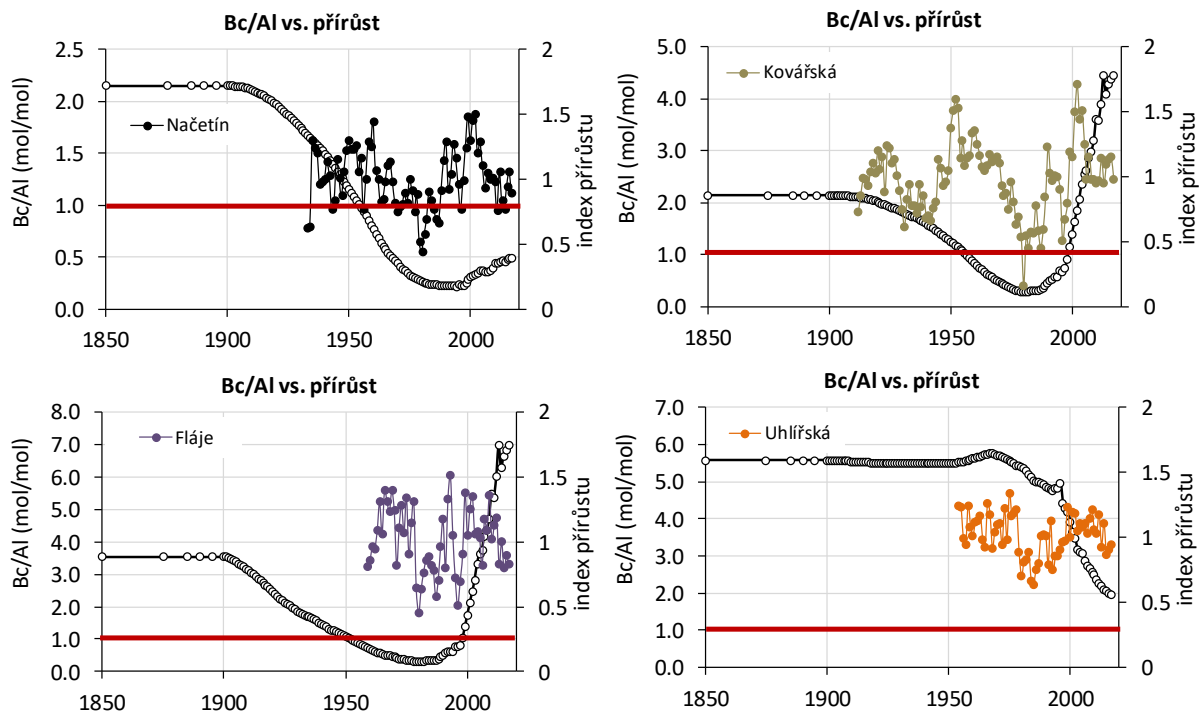
Parametry půdního prostředí modelované biogeochemickým modelem MAGIC, na lokalitách Kovářská a Fláje se zahrnutím historického vápnění, odrážejí komplexní odezvu lesních půd na vysokou kyselou depozici v průběhu 20. století. Na všech lokalitách vývoj půdního pH z velké míry kopíruje vývoj přírůstů lesního porostu (Obrázek 30). Přesto jsou korelační a regresní koeficienty statisticky významné pouze na lokalitě Kovářská a Uhlířská (Tabulka 8). Nízká korelace pH a přírůstů je primárně způsobena dynamikou produktivity lesa, která prudce poklesla na všech lokalitách po zimě 1978/79 (viz kapitola 1.1). Naopak regenerace přírůstů od 2. poloviny 80. let je konzistentní s nárůstem pH půd v důsledku poklesu kyselé depozice. Vývoj bazické saturace, zejména na lokalitách bez vápnění, nejvíce v dlouhodobém horizontu významně zlepšil (viz Načetín), nebo dokonce dochází k dalšímu snižování bazické saturace jako na lokalitě Uhlířská. Pouze na Kovářské a Flájích se bazická saturace od 80. let zvýšila, ale jen díky vápnění (Obrázek 31). Statisticky významná korelace mezi přírůsty porostů a bazickou saturací je pozorována pouze u povápněné lokality Kovářská, na lokalitě Uhlířská je dokonce závislost negativní, tj. i přes kontinuálně snižující se bazickou saturaci dochází k zlepšování přírůstů stromů (Tabulka 8). Velmi podobná situace jako u bazické saturace je i pro parametr  $\text{Bc}/\text{Al}$  (Tabulka 8; Obrázek 32).



Obrázek 30. Průběh modelovaného půdního (potočního) pH (na lokalitě Kovářská a Fláje simulace s vápněním, viz kapitola 2.5.3 a 2.5.4) a indexu průměrného přírůstu.



Obrázek 31. Průběh modelované půdní bazické saturace (na lokalitě Kovářská a Fláje simulace s vápněním, viz kapitola 2.5.3 a 2.5.4) a indexu průměrného přírůstu.



Obrázek 32. Průběh modelovaného půdního poměru Bc/Al (na lokalitě Kovářská a Fláje simulace s vápněním, viz kapitola 2.5.3 a 2.5.4) a indexu průměrného přírůstu.

## 3. Shrnutí

### 3.1. Růst lesa

Přírůsty lesních porostů, tedy radiální přírůsty dřeva kmene, se začaly snižovat v důsledku emisí síry a dusíku a z nich vznikající kyselé atmosférické depozice od 60. let 20. století, a to zejména u starších porostů. U všech porostů se pokles projevuje v 70. letech a vrcholí počátkem 80. let. Obecně pak nastává regenerace produktivity již v 90. letech. Deprese přírůstů trvá do počátku 90. let, kdy se po poklesu emisí síry po roce 1989 přírůsty opět začínají zvyšovat (Obrázek 5).

Tento trend je ale přerušeno rokem 1996, kdy došlo k jednorázovému poklesu na všech krušnohorských lokalitách, ale k v Jizerských horách k této depresi nedošlo (červená šipka - Obrázek 5). Tato epizoda je následkem netypického průběhu zimy 1995/1996, kdy v oblasti Krušných hor došlo k dlouhodobé inverzi, a na hřebenech se vytvořila dlouhotrvající mocná námraza. V tomto období již došlo k velkému odstranění tuhých emisí prachu, které klesly v porovnání s 80. lety téměř o 90%. Na druhou stranu ale odsiřování elektráren ještě nebylo dokončeno, a námrazy, které se tvořily pod inverzní vrstvou, ze které nemohli oxidy síry a dusíku unikát do vyšší atmosféry, byly velmi kyselé. Významné snížení přírůstů, s vlivem i v dalších letech, bylo vždy spojeno s kombinací nepříznivé imisní situace a nepříznivého průběhu počasí – prudký pokles teplot 1978/79 a vysoké imise  $\text{SO}_2$  a dlouhotrvající zimní inverze 1995/96 spojená s kyselou námrazou (relativně vysoké imise  $\text{SO}_2$  a nízké imise prachu). Již v roce 1998 byla ale regenerace růstu obnovena (Obrázek 5), a radiální přírůsty porostů se dostávají na úroveň, která byla obvyklá před prvními známkami poškození v 60. letech 20. století. Nejvyšší přírůsty byly dosaženy v období 2000 – 2005, kdy zkoumané porosty rostly vůbec nejlépe za celé období života těchto porostů.

Od roku 2006 se přírůsty opět mírně snižují, ovšem zde již příčinou není znečištění ovzduší, ale spíše klimatické faktory. Rostoucí průměrné teploty a menší množství srážek jsou zřejmě příčinou tohoto poklesu, který je již dnes srovnatelný s poklesem z 60. let.

Je důležité si uvědomit, že dnes, kdy již máme dostatečný časový odstup od období imisního poškozování lesů, se jasně ukazuje, že jedině metoda měření radiálních přírůstů je objektivní ve vztahu k produktivitě lesů. Měření celkové defoliace stromů je v tomto kontextu zcela nedostačující-

### 3.2. Vliv imisí a depozice

Pokles a opětovný nárůst produktivity (a tedy i zvýšení ekonomické hodnoty lesních porostů) je konzistentně spojen se zvyšováním a ústupem kyselé depozice a imisního zatížení na všech lokalitách. Porovnáme-li změny v radiálních přírůstech stromů s koncentracemi  $\text{SO}_2$  v ovzduší (stanice Cínovec na německé straně Krušných hor, která má kontinuální měření v období 1979 – 2016), dostaneme u všech zkoumaných ploch statisticky signifikantní negativní korelaci. Čím vyšší koncentrace, tím menší přírůsty (Tabulka 8). Toto zjištění je zcela v souladu s předchozími výzkumy, kdy přímé poškozené asimilačního aparátu vysokými koncentracemi  $\text{SO}_2$  bylo příčinou ztráty přírůstů i úhynu celých rozsáhlých lesních celků v Krušných horách v 60. - 80. letech 20. století. Koncentrace  $\text{SO}_2$  kulminovaly v druhé polovině 80. let ( $90 \text{ ug/m}^3$ ), a pak rychle poklesly (Obrázek 9). Okolo roku 2000 již dosahovaly v této velmi znečištěné oblasti již hodnot  $20 \text{ ug/m}^3$ , a v současnosti jsou jen okolo maximálně  $5 \text{ ug/m}^3$ ).

Naše zjištění tedy potvrzují, že limitní průměrná roční koncentrace pro ochranu vegetace -  $20 \text{ ug/m}^3$   $\text{SO}_2$  byla stanovena správně, protože této koncentrace bylo dosaženo v oblasti koncem 90. let, a od této doby již radiální přírůsty stromů nevykazují žádné snížení oproti stavu před propadem začínajícím v 60. letech 20. století.



Podobné statisticky významné korelace nalezneme mezi celkovou depozicí síry a dusíku a snížením přírůstků (Obrázek 28). Na všech plochách nalézáme vysoce signifikantní vztah mezi depozicí síry a propadem přírůstků v období let 1979 – 2017 (Tabulka 8). Mechanismus působení je zde dvojitý. První je přímý efekt kyseliny sírové a dusičné na jehlice stromů, kdy kyseliny rozpouštějí povrch jehlic a vymývají z nich pro fotosyntézu a fyziologii stromu důležité prvky (hořčík, draslík a vápník). Druhý je pak okyselování půd a následné snížení pH, snížení množství již zmiňovaných fyziologicky nezbytných prvků v půdách a mobilizace hliníku z nerozpustné do rozpustné toxické formy.

Pro všechny plochy máme také k dispozici historická odhad depozice síry od roku 1850 do současnosti (Obrázek 10). Pokud korelačně srovnáme vztah depozice síry a přírůstků stromů za celé období jejich růstu, vyjde statisticky signifikantní korelace pro obě plochy, kde je dostatečně starý les.

Hodnota celkové depozice síry, od které se přírůsty začaly snižovat, a kdy se opět vrátily na původní hodnotu, je pro všechny plochy velmi podobná. Jako kritickou můžeme určit depozici zhruba 300 meq/m<sup>2</sup>/rok (54 kg/ha/rok), které bylo dosaženo na počátku 60. let 20. století a pod tuto hodnotu klesla depozice opět v polovině 90. let. Dnešní celkové depozice síry jsou na sledovaných lokalitách zhruba 70 meq/m<sup>2</sup>/rok (12 kg/ha/rok), a odpovídají zhruba odhadu velikosti depozice na konci 19. století (Obrázek 10).

### 3.3. Vliv půdního chemismu

Vyhodnocení vlivu půdního chemismu a jeho modelovaných dlouhodobých změn je silně ovlivněno vápněním dvou ze čtyř zkoumaných ploch. V souhrnu ale lze konstatovat, že rozdíly mezi načasováním začátku propadů růstu stromů a jejich opětovnou regenerací nejsou závislé na tom, zda plochy byly anebo nebyly vápněny. U počátku propadu to není překvapivé, protože s vápněním se započalo až v roce 1980, tedy v době největší přírůstkové deprese. Přesto stromy na toto jednorázové dodání velkého množství vápníku (a v dalších vápněních i hořčíku) nereagovaly zlepšením přírůstků. Na všech plochách totiž, ať již byly nebo nebyly vápněny, došlo k výraznému poklesu půdního pH, tedy ke zvýšení kyselosti půd a půdních roztoků. Simulace modelem MAGIC byly prováděny pro půdu do hloubky 40 cm minerální půdy, která reprezentuje maximální hloubku kořenové zóny. V této půdní vrstvě najdeme korelaci mezi poklesem pH (Obrázek 30) a poklesem přírůstků stromů bez ohledu na to, zda lokality byly anebo nebyly vápněny. Tento jev je vysvětlitelný změnami iontové síly půdních roztoků, kdy i při relativně vysokých koncentracích neutralizujících prvků (Ca a Mg) z vápnění jsou stále do půdního roztoku uvolňovány z iontově-výměnného komplexu půd vysoké koncentrace protonů (H<sup>+</sup>). Proto pH klesá nadále i ve vápněných půdách. Sérií geochemických reakcí nízké pH mobilizuje rozpustný a toxický hliník do půdního roztoku a představuje pro stromy fyziologický stres. Prostředí je pro kořenový systém smrků nepříznivé, pokud je molární poměr sumy vápníku, hořčíku a draslíku vůči hliníku (označovaný jako Bc/Al) menší než jedna. Podrobnější vysvětlení jevu viz Hruška a Cienčila (2005). Z průběhu chemismu modelovaného modelem MAGIC vyplývá, že tento poměr na krušnohorských plochách klesl pod hodnotu 1 v rozmezí let 1950-1960 (Obrázek 32) a koresponduje tak s počátkem snížení přírůstků. Na vápněných plochách se vrátil nad hodnotu = 1 v 90. letech. Na nevápněném Načetíně zůstává stále pod touto hodnotou, ale od 90. let se jeho hodnoty zvyšuje.

Zatímco acidobazické vlastnosti půd se vápněním příliš nezměnily, zcela se změnila bazická saturace půd (procento nasycení dostupných míst v půdě iontově vázanými, a tedy snadno dostupnými bazickými prvky – Ca, Mg, Na, K). Kinetika rozpouštění dolomitického vápence je pomalá a tak zatímco nevápněné půdy mají v horizontu do 40 cm bazickou saturaci pod 10% nasycení, vápněné plochy dnes mají tuto hodnotu několikanásobně vyšší, a do budoucna, i bez dalších aplikací dále poroste a zastaví se podle modelových odhadů zřejmě až okolo roku 2050. Naopak tam, kde vápnění neproběhlo, model MAGIC predikuje velmi malou regeneraci bazické saturace (Načetín), případně i

další mírný pokles (Uhlířská). A je třeba si uvědomit, že dnešní bazické saturace na vápněných plochách jsou již často vyšší, než byly tyto odhadnuty pro polovinu 19. století, tedy před začátek acidifikace ekosystémů. Dnešní vápněné lesy tedy představují geochemicky poměrně umělý ekosystém, a jeho ekologickou budoucnost je velmi těžké předvídat.

Přesto je ale vývoj přírůstků stromů na všech plochách velmi obdobný. Tuto paradoxní situaci, kdy se zdá, že vápnění ani ponechání bez něj má prakticky stejný vliv, lze vysvětlit. A to vývojem chemismu nejsvrchnějších organických půdních horizontů. Ty totiž reagují, na rozdíl od hlubších horizontů na změnu atmosférické depozice poměrně velmi rychle. A protože naprostá většina mělkého kořenového systému smrků je lokalizována v organické půdě, je i fyziologická odezva velmi rychlá. Na výzkumné ploše Načetín je k dispozici půdní chemismus půd již od počátku 90. let. Již v této době zde došlo po rychlém poklesu depozice k rychlému poklesu hliníku a zvýšení bazické saturace (Obrázek 13). Původně nepříznivé podmínky se rychle zlepšily, a stromy na to reagovaly zlepšením radiálních přírůstků. Z výsledků této studie také vyplývá, že chemismus hlubších půdních horizontů má tedy na aktuální stav smrkových porostů jen velmi malý vliv.

### 3.4. Závěr

**Celkově lze tedy konstatovat, že dramatické snížení emisí mělo jednoznačně kladný vliv na všechny složky lesního ekosystému, a klíčový vliv na zlepšení stavu smrkových lesů. Všechny tři zkoumané složky (imise, depozice a půdy) jsou kauzálně propojené a každá měla svůj specifický podíl. Z výsledků je zcela zřejmé, že dnešní úroveň imisí ani depozice již nezpůsobují přímé škody na lesích. Nepřímý vliv přes půdy zřejmě také není v současnosti významný díky zlepšení chemismu kořenových zón v půdách.**

**Současné emise SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> tedy nemohou způsobovat akutní poškození smrkových lesů. Pokud jsou lesy poškozovány, jedná se o jiné faktory než emise.**

## Seznam literatury

- Bošeřa, M., Sedmák, R., Maruřák, R., Sedmáková, D., Petráš, R., Barna, M., 2014. Evaluating similarity of radial increments around tree stem circumference of European beech and Norway spruce from Central Europe. *Geochronometria* 41, 136–146. <https://doi.org/10.2478/s13386-013-0152-3>
- Cook, E.R., Krusic, P.J., 2005. ARSTAN v. 41d: a Tree-ring Standardization Program Based on Detrending and Autoregressive Time Series Modeling, with Interactive Graphics. Palisades, New York, USA.
- Cook, E.R., Peters, K., 1997. Calculating unbiased tree-ring indices for the study of climatic and environmental change. *The Holocene* 7, 361–370. <https://doi.org/10.1177/095968369700700314>
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Wright, R.F., 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 5, 499–518.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F., 1985a. Time scales of catchment acidification: a quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environ. Sci. Technol.* 19, 1144–1149.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F., 1985b. Modelling the effects of acid deposition: estimation of long term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resour. Res.* 21, 1591–1601.
- Grissino-Mayer, H.D., 2001. Evaluating Crossdating Accuracy: a Manual and Tutorial for the Computer Program Cofecha. *Tree-ring Res.* 57, 205–221.
- Hruřka, J., Cienciala, E., 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. Česká geologická služba, Praha.
- Knibbe, B., 2004. PAST4 - Personal Analysis System for Treering Research version 4.5. Vienna.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Krám, P., Oulehle, F., Posch, M., 2016. Effect of industrial dust on precipitation chemistry in the Czech Republic (Central Europe) from 1850 to 2013. *Water Res.* 103, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.017>
- Krejčí, R., 2001. Pořkození smrkového lesa v Kruřných horách. *Vesmír* 10, 576–80.
- Kubelka, L., Karásek, A., Rybář, V., Badalík, V., Slodičák, M., 1992. Obnova lesa v imisemi pořkozované oblasti severovýchodního Kruřnohoří. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha.
- Oulehle, F., Cosby, B.J., Austnes, K., Evans, C.D., Hruřka, J., Kopáček, J., Moldan, F., Wright, R.F., 2015. Modelling inorganic nitrogen in runoff: Seasonal dynamics at four European catchments as simulated by the MAGIC model. *Sci. Total Environ.* 536, 1019–1028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.047>
- Oulehle, F., Cosby, B.J., Wright, R.F., Hruska, J., Kopacek, J., Kram, P., Evans, C.D., Moldan, F., 2012. Modeling soil nitrogen: the MAGIC model with nitrogen retention linked to carbon turnover using decomposer dynamics. *Environ. Pollut.* <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.021>
- Oulehle, F., Cosby, B.J., Wright, R.F., Hruřka, J., Kopáček, J., Krám, P., Evans, C.D., Moldan, F., 2012. Modeling soil nitrogen: the MAGIC model with nitrogen retention linked to carbon turnover using decomposer dynamics. *Environ. Pollut.* 165, 158–166.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.021>

Oulehle, F., Hofmeister, J., Cudlín, P., Hruška, J., 2006. The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Načetín, Czech Republic. *Sci. Total Environ.* 370, 532–544. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.07.031>

Oulehle, F., Chuman, T., Hruška, J., Krám, P., McDowell, W.H., Myška, O., Navrátil, T., Tesař, M., 2017. Recovery from acidification alters concentrations and fluxes of solutes from Czech catchments. *Biogeochemistry* 132, 251–272. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0298-9>

Oulehle, F., Kopáček, J., Chuman, T., Černohous, V., Hůnová, I., Hruška, J., Krám, P., Lachmanová, Z., Navrátil, T., Štěpánek, P., Tesař, M., Evans, C.D., 2016. Predicting sulphur and nitrogen deposition using a simple statistical method. *Atmos. Environ.* 140, 456–468. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.028>

## Seznam obrázků

Obrázek 1. Vymezení oblastí s půdami různě narušenými acidifikací a nutriční degradací. © Česká geologická služba, 2009.....	3
Obrázek 2. Vývoj bazické saturace půdy simulovaný biogeochemickým modelem MAGIC pro granitové povodí Lysina ve vrcholové části Slavkovského lesa.....	4
Obrázek 3. Přehledová mapa lokalit v Krušných horách a Jizerských horách.....	6
Obrázek 4. Koeficient alkalinity půdotvorného substrátu, který vyjadřuje relativní dostupnost bazických kationtů.....	6
Obrázek 5. Šířka letokruhů a index šířky letokruhů smrkových porostu v Krušných a Jizerských horách. Horní panel – všechny vzorkované lokality; dolní panel – medián a percentilový rozptyl pro období 1960 – 2017 a srovnání reakce přírůstků starších (Kovářská, Načetín) a mladších (Fláje, Černý potok, Uhlířská) lokalit.....	8
Obrázek 6. Vývoj depozice síry v zájmových oblastech modelovaná podle Oulehle et al., 2016.....	10
Obrázek 7. Vývoj depozice dusíku v zájmových oblastech modelovaná podle Oulehle et al., 2016. ...	11
Obrázek 8. Těžba uhlí a emise prachu na území České republiky mezi lety 1850 a 2017. ....	12
Obrázek 9. Roční emise SO <sub>2</sub> a NO <sub>x</sub> (jako NO <sub>2</sub> ) přepočtené na plochu (1850-2017) a průměrné denní koncentrace SO <sub>2</sub> v ovzduší na stanici Cínovec v Krušných horách (1979-2017). ....	12
Obrázek 10. Modelovaná (1850-1993) a měřená (1994-2017) depozice síry v zájmových územích....	13
Obrázek 11. Poměr emisí SO <sub>2</sub> a emisí prachu s modelovaným průběhem pH srážek na území ČR dle Kopáček et al. (2016) pro období 1850-2017.....	13
Obrázek 12. Průběh půdního pH a bazické saturace (%) v půdních profilech na sledovaných lokalitách. ....	14
Obrázek 13. Vývoj půdního chemismu (bazická saturace a půdní výměnná kyselost) v jednotlivých horizontech v půdách lokality Načetín od roku 1994 do roku 2018. ....	15
Obrázek 14. Srovnání zásob bazických kationtů (Ca, Mg, K) na sledovaných lokalitách. ....	16
Obrázek 15. Modelované rozpouštění vápence na vápněných lokalitách Načetín, Kovářská a Fláje... ..	17
Obrázek 16. Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40cm na lokalitě Načetín. Modelové odhady pro kontrolní plochu nevápněnou (referenční) s měřenými daty (černá čára a bílé kolečka) a modelový odhad pro povápněnou plochu s měřenými daty (modrá čára a modrá kolečka).....	24
Obrázek 17. Vývoj koncentrace půdního iontového hliníku (Al <sub>i</sub> ) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů v profilu 0-40cm na lokalitě Načetín. Modelové odhady pro kontrolní plochu nevápněnou (referenční) s měřenými daty (černá čára a bílé kolečka) a modelový odhad pro povápněnou plochu s měřenými daty (modrá čára a modrá kolečka). ....	25
Obrázek 18. Vývoj bazické saturace v profilu 0-40cm na lokalitě Načetín. Modelové odhady pro kontrolní plochu nevápněnou (referenční) s měřenými daty (černá čára a bílé kolečka) a modelový odhad pro povápněnou plochu s měřenými daty (modrá čára a modrá kolečka).....	25
Obrázek 19. Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40cm na lokalitě Kovářská. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (hnědá čára a kolečka) a simulace bez přísady vápence (černá čára).....	27
Obrázek 20. Vývoj koncentrace půdního iontového hliníku (Al <sub>i</sub> ) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů v profilu 0-40cm na lokalitě Kovářská. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (hnědá čára) a simulace bez přísady vápence (černá čára). ....	27
Obrázek 21. Vývoj bazické saturace v profilu 0-40cm na lokalitě Kovářská. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (hnědá čára a kolečka) a simulace bez přísady vápence (černá čára).....	28
Obrázek 22. Vývoj půdního chemismu v profilu 0-40cm na lokalitě Fláje. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (fialová čára a kolečka) a simulace bez přísady vápence (černá čára). ....	29

Obrázek 23. Vývoj koncentrace půdního iontového hliníku (Ali) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů v profilu 0-40cm na lokalitě Fláje. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (fialová čára) a simulace bez přídatku vápence (černá čára).....	30
Obrázek 24. Vývoj bazické saturace v profilu 0-40cm na lokalitě Fláje. Modelové odhady a měřená data se simulací vápnění (fialová čára a kolečka) a simulace bez přídatku vápence (černá čára). .....	30
Obrázek 25. . Vývoj potočního a půdního chemismu na lokalitě Uhlířská. Modelové odhady a měřená data pro potok (oranžová čára a kolečka) a půdu (přerušovaná čára). .....	32
Obrázek 26. Vývoj koncentrace potočního a půdního iontového hliníku (Ali) a parametru Bc/Al – poměr hliníku k sumě bazických kationtů na lokalitě Uhlířská. Modelové odhady a měřená data pro potok (oranžová čára a kolečka) a půdu (přerušovaná čára). .....	32
Obrázek 27. Vývoj bazické saturace v půdním profilu na lokalitě Uhlířská. Modelové odhady a měřená data.....	33
Obrázek 28. Modelovaná (1850-1993) a měřená (1994-2017) depozice a měřený index přírůstu na lokalitách. ....	34
Obrázek 29. Vývoj přírůstů lesa na lokalitách a poměr emisí SO <sub>2</sub> ku emisím prachu mezi lety 1950-2017. Signifikantní propad v přírůstech je “synchronizován” s výskytem velmi kyselých námraz v důsledku asynchronního načasování odprášení a odsíření emisních zdrojů. ....	35
Obrázek 30. Průběh modelovaného půdního (potočního) pH (na lokalitě Kovářská a Fláje simulace s vápněním, viz kapitola 2.5.3 a 2.5.4) a indexu průměrného přírůstu. ....	36
Obrázek 31. Průběh modelované půdní bazické saturace (na lokalitě Kovářská a Fláje simulace s vápněním, viz kapitola 2.5.3 a 2.5.4) a indexu průměrného přírůstu. ....	36
Obrázek 32. Průběh modelovaného půdního poměru Bc/Al (na lokalitě Kovářská a Fláje simulace s vápněním, viz kapitola 2.5.3 a 2.5.4) a indexu průměrného přírůstu. ....	37

## Seznam tabulek

Tabulka 1. Charakteristika lokalit. ....	5
Tabulka 2. Chemismus půd na sledovaných lokalitách. ....	20
Tabulka 3. Zásoby hlavních ekologicky významných prvků v půdním profilu na sledovaných lokalitách. ....	21
Tabulka 4. Parametry použité při kalibraci lokality <b>Načetín</b> v biogeochemickém modelu MAGIC.....	24
Tabulka 5. Parametry použité při kalibraci lokality <b>Kovářská</b> v biogeochemickém modelu MAGIC. ...	26
Tabulka 6. Parametry použité při kalibraci lokality <b>Fláje</b> v biogeochemickém modelu MAGIC.....	29
Tabulka 7. Parametry použité při kalibraci lokality <b>Uhlířská</b> v biogeochemickém modelu MAGIC.....	31
Tabulka 8. Korelační matice (R) a regresní koeficienty ( $R^2$ ) pro jednotlivé parametry na lokalitách. Korelován byl vztah za i) celé období 1850-2017 (definován věkem lesa, který definuje dendrochronologický rozsah dat) a ii) v období 1979 – 2017, kdy jsou k dispozici imisní data. Signifikantní ( $p < 0.05$ ) vztah znázorněn tučně a červeně. ....	34