

# Nutričně významné prvky, které mohou v podmínkách střední Evropy silně ovlivnit stabilitu ekosystémů

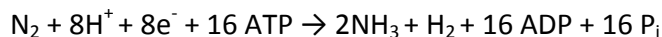
Cílem této kapitoly není podávat zevrubný popis významu a koloběhu jednotlivých nutričně významných prvků v ekosystému, ale poukázat na vztah příjmu a koloběhu prvků ke stabilitě ekosystémů a to především v souvislosti se změnou ve vstupech či zásobě těchto prvků v ekosystémech v souvislosti s antropogenní činností.

## Dusík

Stabilní molekula dusíku  $N_2$  s trojitou vazbou je chemicky značně inertní. Energie této trojné vazby je  $945 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$  (například energie štěpení vazby v  $H_2$  je  $436 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ , pro štěpení  $O_2$   $495 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ , pro odštěpení  $H$  z  $H_2O$   $490 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) a tak, přestože pozemská atmosféra obsahuje 78 objemových procent dusíku, není dusík pro členy ekosystému v této formě dostupný.

Nejvýznamnějším zdrojem dusíku pro členy ekosystému je biologická fixace atmosférického dusíku pomocí volně žijících či symbiotických bakterií, ty jsou schopné konvertovat molekulární dusík do pro organismy dostupné formy (amonný iont  $NH_4^+$ ).

Tato fixace probíhá za účasti katalyzujících enzymů podle sumární rovnice:



Tohoto procesu jsou schopny například bakterie rodů *Azotobacter*, *Clostridium*, *Rhizobium* (žijí v symbióze s kořínky luštěnin), aktinomycety rodu *Frankia* (půdní symbiotická bakterie více než 200 druhů rostlin, například olše), sinice rodů *Nostoc*, *Anabaema*)

Zajímavostí je, že procesy fixace molekulárního dusíku musí probíhat v anaerobním prostředí, protože zúčastněné enzymy jsou kyslíkem ireverzibilně inaktivovány.

Konečným produktem biologické fixace dusíku je amoniak. Amoniak je pak bezprostředně inkorporován do organických molekul, jako je glutamin a glutamát.

Energetika fixace molekulárního dusíku je dosti komplexní. Produkce  $NH_3$  z  $N_2$  a  $H_2$  je *exergonický proces*. Ale rozbití kovaletní vazby mezi atomy dusíku vyžaduje *značný přísun energie ve formě ATP*. Výpočtem bylo stanoveno, že na fixaci jednoho gramu molekulárního dusíku je potřebná fotosyntetická fixace 12g uhlíku. Díky této mimořádné energetické náročnosti spotřebovávají bakterie fixující dusík téměř 20% ATP vytvořeného rostlinou, s níž žijí v symbióze.

Dusík ve formě dostupné pro rostliny (v tomto případě dusičnanový aniont  $NO_3^-$ ) vzniká i při bouřkách. Blesk totiž tvoří volné hydroxylové radikály, volné vodíkové ionty a volné ionty kyslíku z vodní páry.

Tyto vysoce reaktivní látky pak atakují molekulární dusík, rozbíjí trojitou vazbu a tvoří nitrátové ionty, které jsou deštěm splachovány do půdy.

Dusík poutaný v biologicky aktivních molekulách se vyskytuje převážně ve formě aminoskupiny a od ní odvozených derivátů.

Množství volné energie v jednotlivých sloučeninách dusíku ukazuje následující schéma

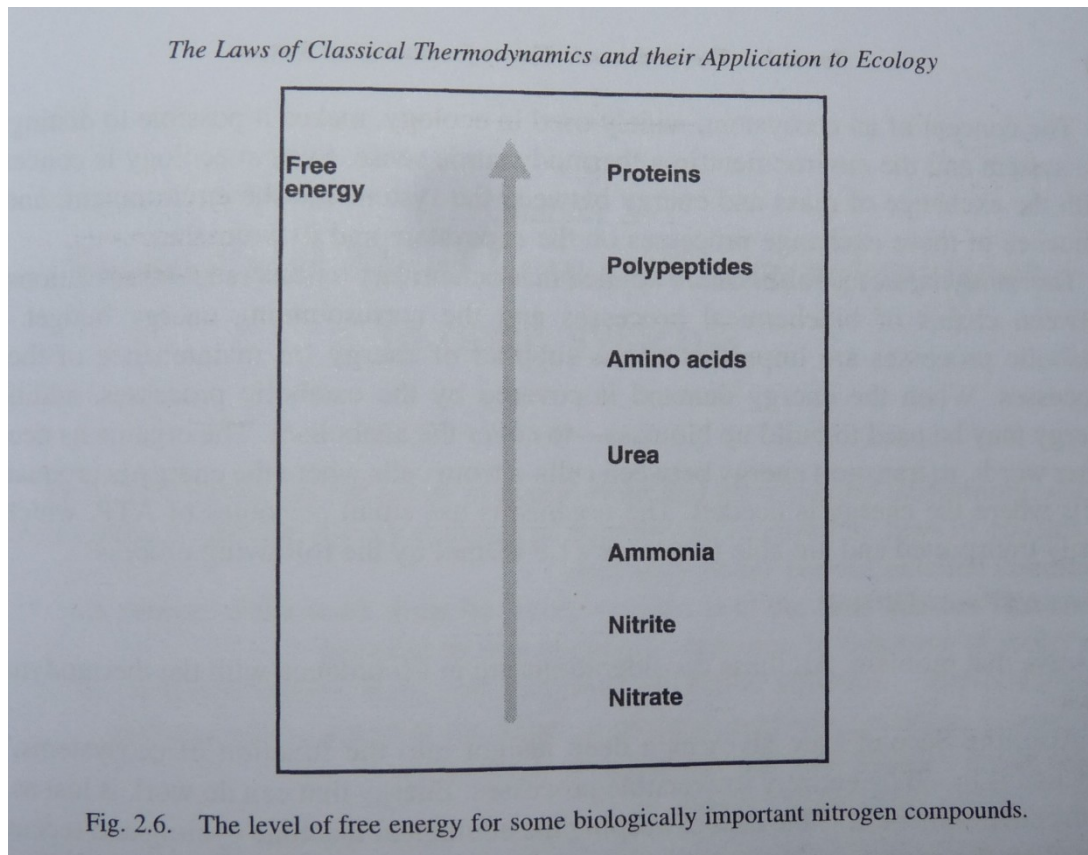


Fig. 2.6. The level of free energy for some biologically important nitrogen compounds.

Před nástupem průmyslové revoluce byl dusík pro mnoho ekosystémů v prostředí střední Evropy limitujícím prvkem, a proto se v ekosystému v průběhu sukcese vyvinuly mechanismy jeho záchytu.

Pro příklad temperátního lesního ekosystému bylo stanoveno, že dusík ve vhodné formě setrvává v půdě v průměru 109 let, i biomase porostu 88 let, v opadu 5 let a v organismech rozkradačů několik málo dní, načež převážně vstupuje zpět do porostní biomasy.

V důsledku těsné recyklace pak zůstávají zásoby dusíku v ekosystému po velmi dlouhou dobu (1815 let)

Tato situace se ovšem dramaticky změnila, s rozvojem průmyslu, intenzivního zemědělství a dopravy depozice dusíku mnohonásobně narostly.

Současná světová průmyslová fixace dusíku při výrobě umělých hnojiv (syntéza amoniaku z prvků, tzv. Fritz-Haberův cyklus) činí 12% globálního dusíku odebraného atmosféře.

Ovšem velký nárůst depozice sloučenin dusíku souvisí rovněž se spalováním fosilních paliv.

Oxidy dusíku vznikající při spalování fosilních paliv způsobují eutrofizaci a acidifikaci ekosystémů.

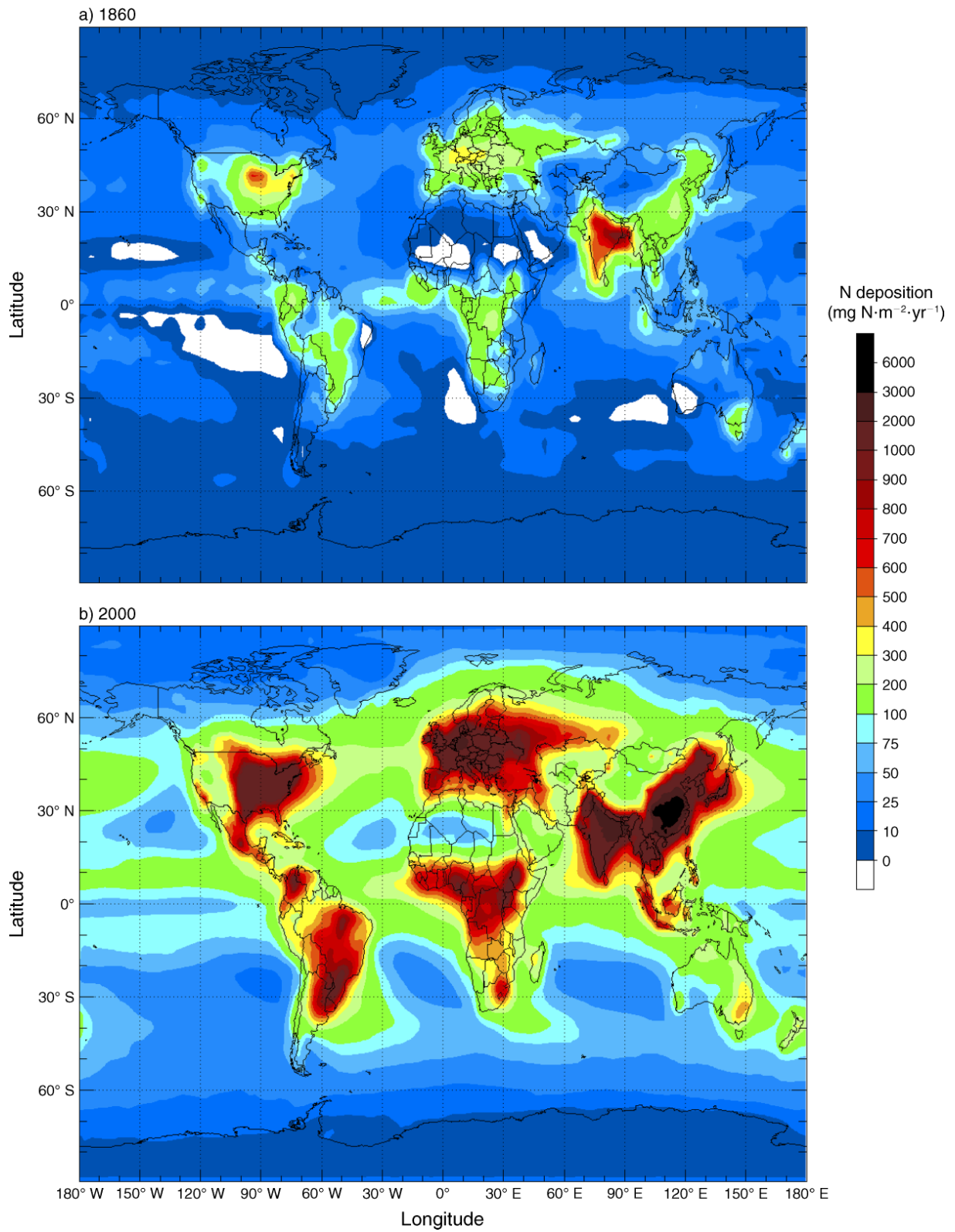
Velikost atmosférické depozice sloučenin dusíku v přirozeném člověkem neovlivněném prostředí je na základě provedených měření odhadována na 0,1 až 0,7 kg N.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, přičemž 40 % z toho připadá na NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a 60 % na NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

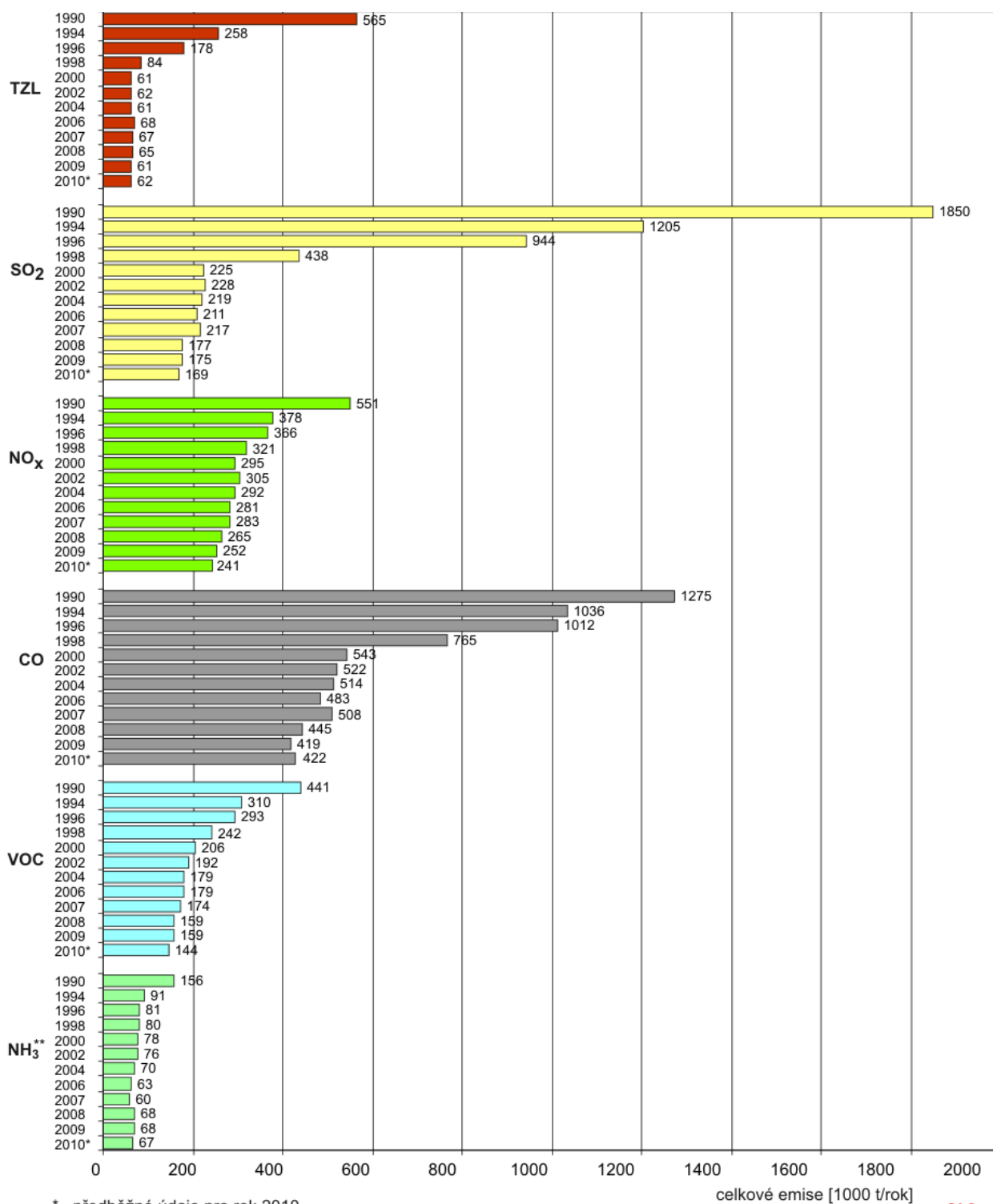
Toto množství představuje pouhý zlomek velikosti vstupu sloučenin dusíku do jehličnatých i listnatých ekosystémů exponovaných oblasti severní polokoule.

Měření atmosférické depozice sloučenin dusíku uskutečněná 2. Polovině 90 let v rámci celoevropských projektů v lesních porostech většiny zemí západní a střední Evropy stanovila velikost vstupu dusíku do těchto porostů od 13 do 59 kg N.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> (projekt NITREX), přičemž Holandsko, Belgie, Německo, Polsko, Česká republika a Slovensko jsou obecně považovány za oblasti s nejvyšší atmosférickou depozicí sloučenin dusíku.

Na území České Republiky od počátku 90. let sice mnohonásobně poklesly emise a depozice oxidů síry, které byly hlavní příčinou silné acidifikace ekosystémů a překročení hranic rezistence těchto ekosystémů.

Ovšem pro oxidy dusíku nebylo tak výrazného poklesu emisí dosaženo a atmosférické depoziční toky eutrofizujících sloučenin dusíku se v rámci republiky zhomogenizovaly.





\* předběžné údaje pro rok 2010

\*\* v r. 2008, 2009 a 2010 včetně emisí NH<sub>3</sub> z aplikace minerálních hnojiv

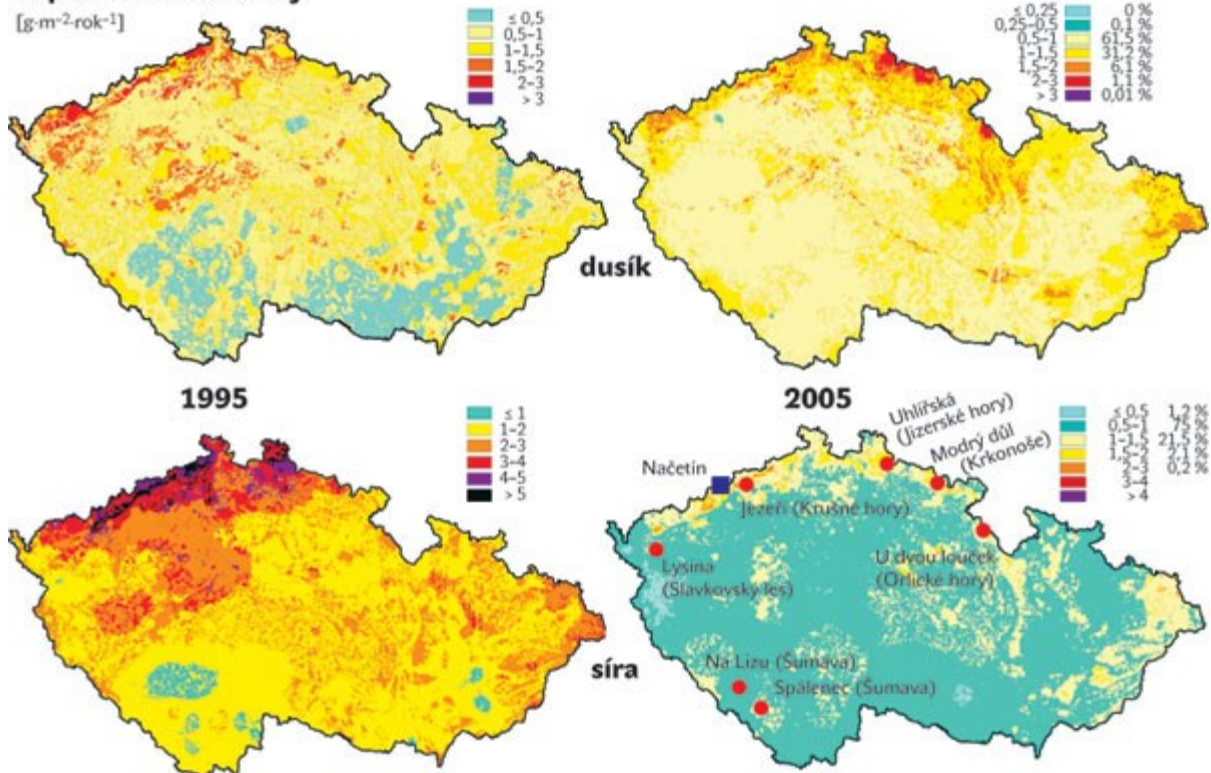
celkové emise [1000 t/rok]



### Celkové emise základních druhů látek znečišťujících ovzduší v České republice, 1990–2010

## depozice dusíku a síry

[g·m<sup>-2</sup>·rok<sup>-1</sup>]



Pokud se po mnoho let sukcese utvářely mezi organismy v ekosystému vztahy, mnohdy symbiotické, které zacyklovaly koloběh dusíku a umožňovaly zpřístupnění fixovaného dusíku pro jiné členy ekosystému a pokud jsou energetické náklady na zajištění těchto pochodů značné (viz výše), potom změna ve vstupech dostupných forem dusíku do ekosystému v krátké době několika desítek let znamená drastický zásah do těchto mezidruhových vztahů, zásah výrazně naruší stabilitu celého ekosystému.

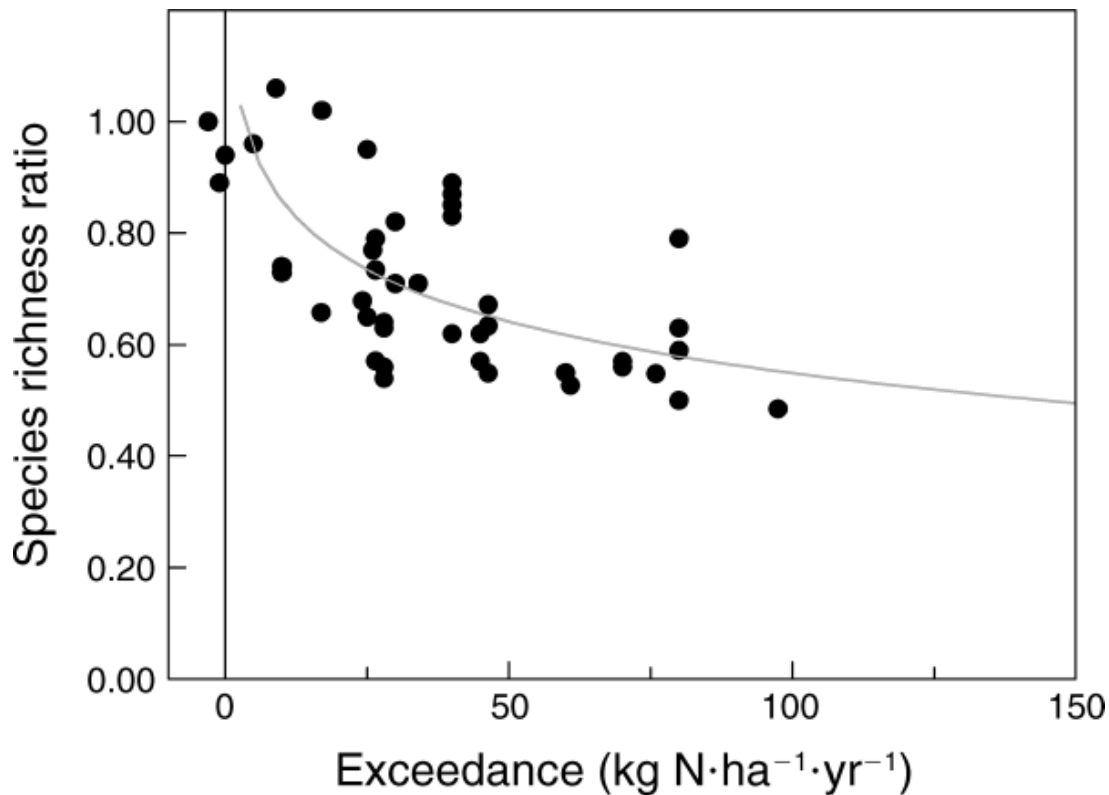
Eutrofizace se týká nejen anomálně vysokého příjmu sloučenin dusíku ale i sloučenin fosforu ve formě fosforečnanů, které se do prostředí dostávají ve formě umělých hnojiv.

Problém eutrofizace spočívá v tom, že velkou měrou popřela význam quazistacionárních vztahů zajišťujících tok energie a dusíku v ekosystémech, tyto vztahy totiž stojí na existenci skupiny fixátorů dusíku, kteří jsou energeticky podporováni primárními producenty a dále na existenci skupin organismů zapojených do následných přeměn jednotlivých forem dusíku.

V ekosystému žije rovněž skupina organismů schopná přežít při relativním nedostatku dusíku. Náhlý příjem velkého množství dusíku ve formě dusičnanů (ze spalování fosilních paliv) či ve formě amonných, iontů, aminoskupin a dusičnanů z hnojiv, zvýhodnil v rámci celého ekosystému pouze jisté organismy a znehodnotil vytvořenou síť vztahů mezi organismy.



To se projevuje v poklesu stability (nebo přímo rozpadu a přechodu do sukcesně primitivnějšího alternativního stabilního stavu typu zabuřeněné stráně) a biodiverzity u terestrických ekosystémů nebo také v poklesu biodiverzity a přechodu do alternativního stabilního stavu (viz dále) u některých vodních ekosystémů.



(The species richness ratio (see Fig. 2) and the exceedance of the empirical critical nitrogen loads in European addition experiments in dry and wet grassland types, wetlands, (sub)arctic and alpine vegetation, and temperate forests (nL44 experiments; additions for two of more years, forests .4 yr, \_100 kg N\_ha\_1\_yr\_1 added). The figure is from Bobbink (2004), used with permission.

V podmínkách středoevropských lesních ekosystémů eutrofizace probíhá v součinnosti s acidifikací.

Stabilita velké části lesních ekosystémů na území ČR je tak ohrožena a mnohé již zkolabovaly.

I přes snižování emisí SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> je problém poškozování lesních porostů na území České Republiky stále aktuální. Německý spolkový statistický úřad ve Wiesbadenu vypracoval k Mezinárodnímu dni lesů (21. 3. 2005) studii hodnotící na území 33 států Evropy stav lesů.

ČR s 89% poškozených nebo nemocných lesů se umístila na 3 místě, za Polskem (92%) a Slovenskem (90%).

Nepříznivé hodnocení vyplývá rovněž z výsledků šetření zdravotního stavu lesních porostů v rámci ICP Forest. Ze srovnání stavu korun všech hodnocených stromů podle hodnoty defoliace mezi jednotlivými státy Evropy zaujala ČR v roce 2003 první místo s 54,4% stromů, u kterých je defoliace korun větší než 25%.

Ekosystémy na území ČR jsou v důsledku acidifikace, eutrofizace, pozměněné druhové skladby a působení dalšího znečištění vystaveny působení stresu, který velmi výrazně proměnilo jejich prostředí.

Na území ČR tak v současnosti nalézáme řadu ekosystémů v různém stádiu poškození, kde roli majoritního stresoru může hrát jeden nebo více výše uvedených faktorů, a proto je třeba očekávat synergické efekty v působení jednotlivých stresových faktorů.

Pokud chceme zkoumat příčinné vztahy mezi působením stresorů a stabilitou či stavem ekosystémů často bychom potřebovali naše závěry ověřit v experimentu s reálným ekosystémem. To však většinou není možné, třeba z etických důvodů.

Dá se ovšem bohužel konstatovat, že nezodpovědné hospodaření s přírodním bohatstvím, učilo z mnohých ekosystémů na území ČR jakési velkoplošné experimenty, kde můžeme sledovat vývoj stability v různě narušených porostech.

S ohledem na narušené vstupy a výstupy dusíku z ekosystému se v určitých ohledech jako vhodný indikátor jeví hodnota poměru organického uhlíku a dusíku v půdě, poměru, který je značen jako C/N, či dynamika vývoje tohoto poměru v čase.

V nenarušených lesních ekosystémech lze hodnotu považovat za indikátor rychlosti mineralizace mrtvé organické hmoty a za indikátor kvality humusu.

Zjednodušeně lze říci, že při mineralizaci mrtvé organické hmoty jsou uhlíkaté sloučeniny bohaté na energii využívány pro výživu dekompozitorů, a oxid uhličitý je při jejich respiraci uvolňován zpět do atmosféry, tím ovšem dochází k zahušťování některých živin, včetně dusíku a jejich převodu z organické formy zpět na ionty  $\text{NH}_4^+$  či  $\text{NO}_3^-$ .

V půdách s dobrou mineralizací je tedy poměr C/N nízký, což pozorujeme například v temperátních smíšených lesích, kde převládá příznivá forma humusu, mull, zde se poměr C/N pohybuje v intervalu 10-20.

V horských smrčínách či boreálních lesích probíhá mineralizace pomaleji, příčiny tkví v nižších teplotách a v tom, že opad ze smrku (ale třeba i borovice) obsahuje více látek fenolické povahy, které inhibují činnost mikroorganismů. Přebývá zde forma humusu s horšími úživnými vlastnostmi a nižším pH: mor. Poměr C/N je zde vyšší než 30.

Rovněž nevhodná druhová skladba smrkových monokultur a hospodářských lesů s převahou smrku či borovice na stanovištně nevhodných lokalitách vede k formaci mor, přestože při přirozené druhové skladbě by v těchto lesích převládal mull.

V půdách s nižším poměrem C/N tedy probíhá mineralizace rychleji a dusík z opadu může být rychleji opět využit primárními producenty.

Z velikosti poměru C/N můžeme usuzovat, zda je v daném ekosystému dusík deficientní, přičemž je vždy nutné uvážit, zda se jedná o přirozený jev například v horském smrkovém lese nebo stav, který vznikl poměrně rychle v souvislosti s antropogenní činností.



V klimaxových smrčinách našich zeměpisných šířek či boreálních jehličnatých lesích bývá vzhledem k převládající formě humusu (mor) dusík často limitující živinou.

Jistým paradoxem je, že ze šetření smrkových lesů v rámci Evropy vyplývá, že tyto lesy mají menší schopnost zadržovat zvýšené vstupy dusíku (v souvislosti s antropogenně indukovanou depozicí), ve srovnání s listnatými či smíšenými lesy.

Listnaté a jehličnaté lesy reagují na zvýšený vstup dusíku rozdílně: Zatímco listnaté porosty pod vlivem vysokého vstupu dusíku zvyšují intenzitu růstu, jehličnany reagují opačně.

V jehličnatých porostech bylo dokonce zaznamenáno podstatné zvýšení růstu v důsledku vyloučení vysokého vstupu dusíku (> 35 kg N.ha-1.rok-1).

Naproti tomu mírně zvýšená atmosférická depozice dusíku ve Švédsku a Norsku může být příčinou v posledních letech zaznamenaného zvýšení růstu lesních porostů včetně jehličnatých.

Smrkové porosty v Norsku se mnohdy vyznačují symptomy poškození indikujícími jejich sníženou vitalitu, přesto není pozorována jejich vyšší úmrtnost, a navíc mají většinou větší přírůstky.

Symptomy snížené vitality ovšem nemusí být slučitelné s dlouhodobou udržitelností těchto ekosystémů.

Celý ekosystém přirozeného jehličnatého lesa vykazuje totiž adaptaci na vyrovnání se s nedostatkem dusíku, ovšem nedokáže se vyrovnat s náhlým zvýšeným přísunem tohoto prvku.

Snížení poměru C/N pod hodnotu 25 může sice znamenat saturaci smrkového ekosystému dusíkem, ale zároveň i jeho zvýšené vyplavování do povodí ve formě  $\text{NO}_3^-$ .

Poměr C/N (organický hor.)	<25	25-30	>30
N stav ekosystému	saturace N	střední stav	limitace N
Riziko vyplavování $\text{NO}_3^-$	vysoké	střední	nízké

Skutečně byla nalezena silná negativní korelace mezi poměrem C/N a růstem výstupu  $\text{NO}_3^-$  z ekosystému pro jehličnaté lesy.

Pokud v jehličnatých lesích postižených zvýšenou depozicí N klesne poměr C/N pod hodnotu 25, lze očekávat zvýšený výstup dusíků z takovýchto ekosystémů.

Oproti tomu listnaté porosty vykazují vysokou retenci dusíku ze zvýšeného vstupu.

Míra zvýšení produkce ekosystému jako odpověď na zvýšený vstup dusíku je ovšem ovlivněna i dostupností ostatních živin – hlavně fosforu (P), hořčíku (Mg), vápníku (Ca) a draslíku (K), popř. jiných esenciálních prvků

Mnohé z výše uvedených bazických prvků jsou v acidifikovaných ekosystémech silně deficientní.

Zvláště markantní je deficit na substrátech přirozeně chudých na báze (křemenné písky, svory, ruly, fylity, křemence) v přirozených či kulturních smrčinách či borech postižených acidifikací.

Zvýšený vstup dusíku do takto oslabených porostů je příčinou dalšího zvýšení jejich náchylnosti k rozpadu.

To že ekosystém představuje skutečně komplexní systém a pokud je narušen mají vnější zásahy do procesů v něm nepředvídatelné důsledky, dokládá například snaha vnášet bazické ionty do silně acidifikovaných ekosystémů plošnou aplikací rozemletého vápence ( $\text{CaCO}_3$ ), dolomitu ( $\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$ ), či sádrovce ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ).

Výsledky tohoto postupu jsou však v mnoha případech problematické. Rozhodujícím faktorem, který zpochybňuje pozitivní význam vápnění lesních ekosystémů, je často pozorované následné snížení růstu lesních dřevin zatímco pozitivní stimulace růstu či alespoň zjevné zlepšení stavu půdních živin je spíše výjimkou.

Náhlý vstup velkého množství bazických kationtů do lesního ekosystému totiž představuje významný stresový faktor, tím spíš, je-li ekosystém oslaben.

Pokud jsou v acidifikované smrčtině dostatečné zásoby dusíku, může přítomnost bazických iontů představovat hlavní faktor limitující produkci ekosystému.

Náhlý přísun většího množství bazických kationtů tedy může vést k nastartování růstu nadzemní biomasy, oslabený kořenový systém a degradované mikrobiální prostředí (třeba i spoludepozicí těžkých kovů) nemusí náhlý nárůst produkce kapacitně unést a toto revitalizační opatření tedy může způsobit konečný kolaps ekosystému.

Navíc snížení pH aplikací bazických kationtů může zvýšit nitrifikační potenciál a tedy přeměnu  $\text{NH}_4^+$  na  $\text{NO}_3^-$ , což může vést ke zvýšenému vyplavování dusíku z ekosystému.

V řadě empirických a modelových studií o stavu a poškození ekosystémů byly odvozeny jisté kritické parametry vztažené právě k nutričně významným prvků, jejichž překročením dochází k výraznému poklesu stability.

Tyto parametry mají v jistých ohledech vlastnosti kritických parametrů sloužících ke kvantitativnímu popisu stability systémů, kdy překročení hodnoty tohoto parametru může vést k náhlému, nepředvídatelnému chování celého ekosystému a jeho vykojení ze stávající vývojové trajektorie.

Zvýšené depozice nejrůznějších reaktivních polutantů se staly příčinou chřadnutí lesů v rámci Evropy.

Oblast	Pravděpodobné nebo možné příčiny
Střední Evropa	odumírání jedle, dobře zdokumentovaný historický vývoj, který znovu kulminoval v 70. letech ve spojitosti se suchými léty
Severní Německo, střední Rusko, Rumunsko, část Itálie, Španělsko	odumírání různých druhů dubu, často spojování s kumulativním a společným vlivem žíru hmyzu, extrémního počasí (silné mrazy a letní sucha) a jiným biotickým faktorům
Harz, Solling, Hills v severním Německu	různé druhy dřevin hlavně smrk a buk. Suchá a mokrá depozice S a N, acidifikace půd, vymývání bazických kationtů, mobilizace hliníku, poškození kořenů a narušení výživy
Krušné hory	působení SO <sub>2</sub> , těžké kovy, fluor, ostatní vzdušné polutanty a mráz
Fichtelgebirge	mokrá depozice S a N, SO <sub>2</sub> , Ca/Al, Mg/Al v půdě a následné vlivy na výživu zvláště Mg a N
Black Forest a Vosges	mokrá depozice a depozice s vertikálními srážkami (v menším měřítku O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , a NH <sub>3</sub> ). Vymývání Mg a Ca z půdy. Nedostatek Mg, K, a Mn ve výživě, sucho, václavka a kůrovec
Lesy vnitřního Bavorska	kyselá námraza, nárazy mrazu, nevhodný výběr proveniencí
Holandsko	vstup N (NH <sub>3</sub> a NO <sub>3</sub> ), sucho a možný vliv O <sub>3</sub> , vstup N zvyšuje citlivost k ostatním stresům
Oblast Atén	poškození Pinus pinaster O <sub>3</sub> a jinými oxidanty

## Bazické ionty jako limitní faktor rozvoje ekosystémů

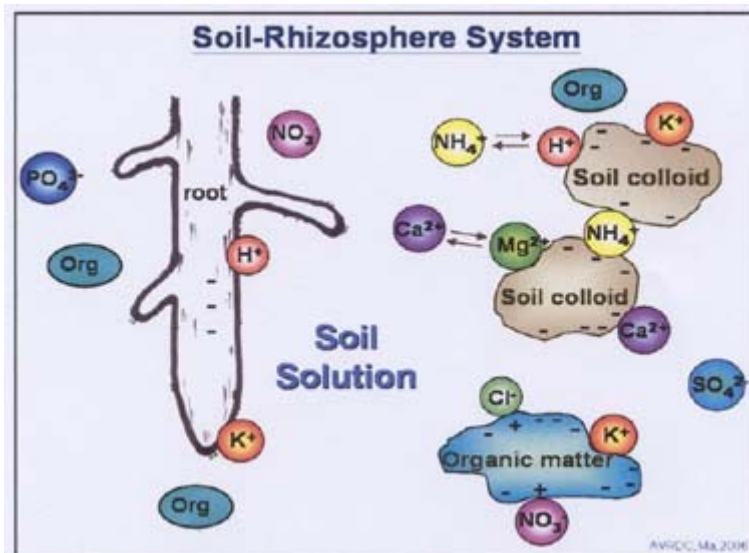
Podobně jako v přirozeně fungujícím lesním ekosystému fungují mechanismy pro retenci dusíku, nalézáme zde i mechanismy zajišťující retenci vápníku.

Ca<sup>2+</sup> je v půdě poután průměrně 32 let, v biomase porostu 8 let, v biomase opadu méně, než 5 let, v tělech rozkladačů řádově dny a v celém ekosystému 445 let.

Bazické kationty Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> jsou důležitými nutričními prvky nezbytnými pro výživu primárních producentů a dalších organismů v ekosystému.

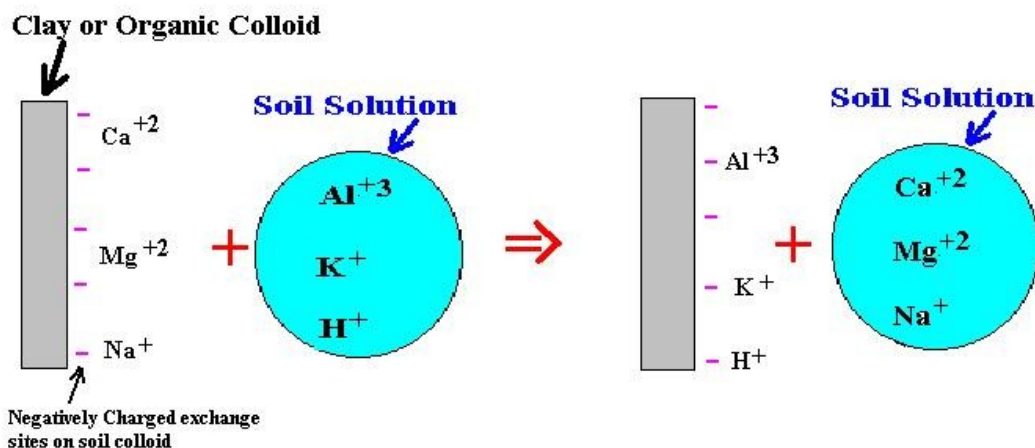
Ve střebatelné (mineralizované) formě jsou přítomny v půdním roztoku, který je v rovnováze s humoso-jílovým sorpčním komplexem, komplexem ustrojčivých půdních částic vzniklých v průběhu evoluce půdního profilu.

Povrch humoso-jílového sorpčního komplexu nese elektrický náboj a pomocí elektrostatické interakce je tedy schopen vázat ionty prvků.



Jelikož se jedná o iontovou vazbu v rovnovážném stavu (rovnovážnou reakci tedy vratnou reakci), může být zásoba živin ze sorpčního komplexu poměrně snadno uvolněna, a to například, tím, jak klesá koncentrace příslušných iontů v půdním roztoku nebo vytěsněním jinou částicí, pokud je to termodynamicky výhodné (je třeba vypočítat změnu Gibsovy energie reakce), například vodíkovými ionty  $\text{H}^+$  vnášených do ekosystému v souvislosti s acidifikací.

## Cation Exchange Illustrated



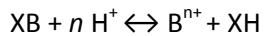
Proto jsou důležitými parametry schopnosti půdy zásobovat organismy minerálními živinami kationtová výměnná kapacita KVK a stupeň nasycení sorpčního komplexu.

Kationtovou výměnou kapacitu stanovíme například promýváním půdy přebytkem  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  a následným vytěsněním amonných iontů (které obsadily téměř všechna volná sorpční místa) KCl.

Stupeň nasycení stanovujeme na základě informace a množství výměnného vodíku. Množství výměnného vodíku určujeme s použitím roztoku KCl.

Humuso-jílový komplex má rovněž schopnost tlumit změny půdního pH způsobené například kyselým opadem nebo kyselými dešti a to právě výměnným mechanismem.

Obecnou rovnici pufrace pH můžeme zapsat ve tvaru:



Jedná se tedy o rovnovážnou reakci.

Jsou-li do půdního prostředí importovány protony, dochází k vyplavování bazických iontů z humus-jílového komplexu do půdního roztoku a tyto bazické ionty pak mohou být snadno vyplaveny z ekosystému.

Tento jev skutečně pozorujeme jako důsledek acidifikace ekosystémů. Jedná se o jeden z hlavních problémů acidifikace, která tedy nezahrnuje pouze samotné snižování pH půdní reakce spolu s příslušnými negativními důsledky.

Acidifikace, palčivý problém zvláště ve Středoevropském prostoru, byl především jako důsledek enormě vysokých emisí  $NO_x$  a  $SO_2$  popsán v mnoha odborných a popularizačních pracích.

Změny prostředí zapříčiněné acidifikací a zvýšeným vstupem sloučenin dusíku jsou velmi výrazné, jen pro ilustraci uvedme, že pH Čertova jezera na Šumavě (Šumava je přitom považována za relativně acidifikací méně zasažené území) pokleslo z hodnot 6,5 až 7,0 v roce 1936 na 4,5–4,8 v roce 1976.

V pramenech Krušných hor byl v letech 1980-1990 zaznamenám 10-ti násobný vzestup koncentrace  $NO_3^-$  oproti rokům 1955 – 1959.

I ve stabilním ekosystému existuje určitá prostorová (a časová) variabilita některých půdních charakteristik, například KVK či půdního pH, závisející například na rozložení odumřelých organismů, variabilitě půdotvorného substrátu, aktuální vlhkosti půdy atd.

Pokud ovšem daný ekosystém rozdělíme na vhodné subsystemy nebo vhodně prostorově definované ekosystémy (třeba s ohledem na půdotvorný substrát) pak by se ve stabilním ekosystému měla prostorová variabilita pohybovat v určitých mezích.

Pokud se podíváme na ekosystém jako celek, měly by být za běžných podmínek prostředí hodnoty důležitých půdních parametrů v časovém měřítku relativně stabilní.

Stabilita půd je tedy důležitým předpokladem stability ekosystémů.

Například pokles půdního pH, zasahující až poměrně hluboko do půdního profilu v rozsáhlých pásech našich pohraničních hor v souvislosti s kyselými dešti svědčí o výrazné změně v chemismu těchto půd s příslušnými důsledky pro stabilitu.

Humuso-jílový sorpční komplex není v půdě jediným pufrujícím (hodnotu pH uchovávajícím) mechanismem.

Dalšími pufrálně významnými komponenty pro udržování hodnot pH jsou uhličitany, hliníkový sorpční výměnný systém, hydratované oxid-hydroxidy hliníku a železa.

Schopnost daného pufracího mechanismu vyrovnávat změny pH půdního prostředí je popsán dvěma veličinami:

1. pufrací kapacita

odráží celkové množství pufrujících sloučenin náležejících k danému pufracímu mechanismu nebo celkové množství pufrujících sloučenin, jednotka této veličina je stejná, jako jednotka vyčísující „kyselý“ stres  $kmol.ha^{-1}$

## 2. pufrací rychlost

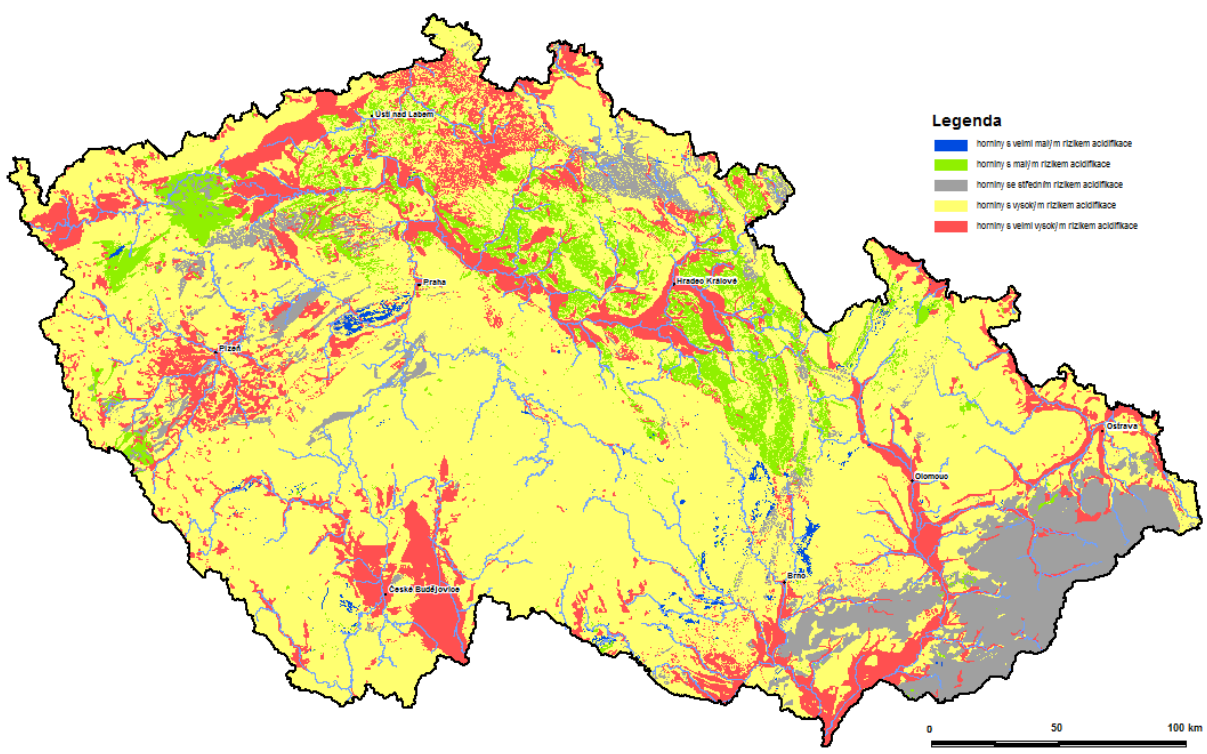
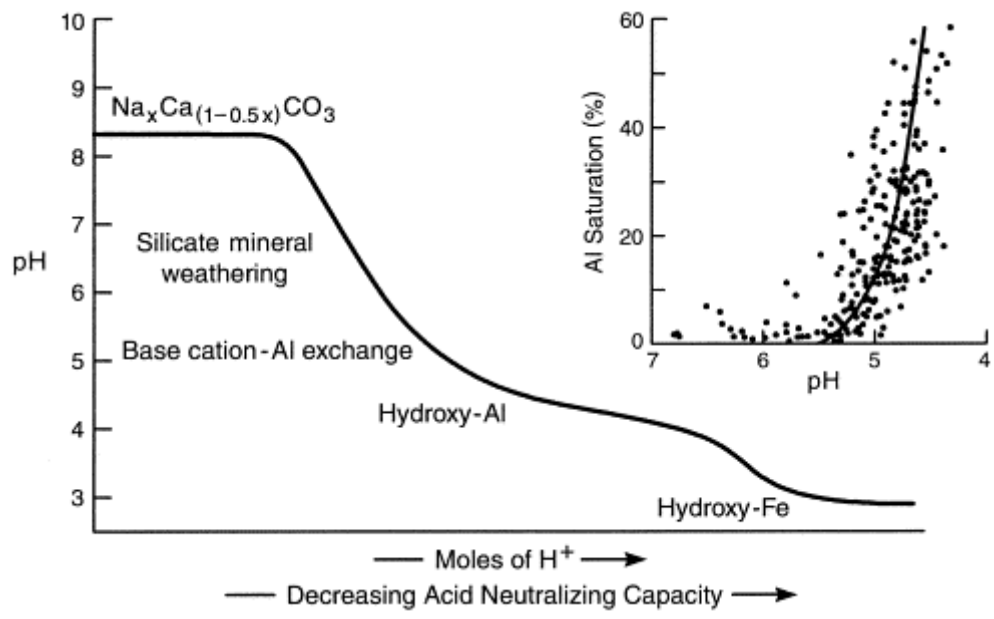
je definována jako maximální možná rychlost reakce mezi „okyselující“ sloučeninou a příslušnou pufrující sloučeninou

o tom, zda-li je okyselení daného ekosystému dostatečně tlumeno půdními mechanismy, někdy rozhoduje kinetické hledisko: v půdě sice setrvává velké množství sloučenin s pufracím potenciálem (pufrací kapacita je vysoká), ovšem rychlost reakce mezi okyselujícími a pufrujícími látkami je příliš malá, jinými slovy, okyselování ekosystému je rychlejší, než jeho vnitřní pufrací mechanismy

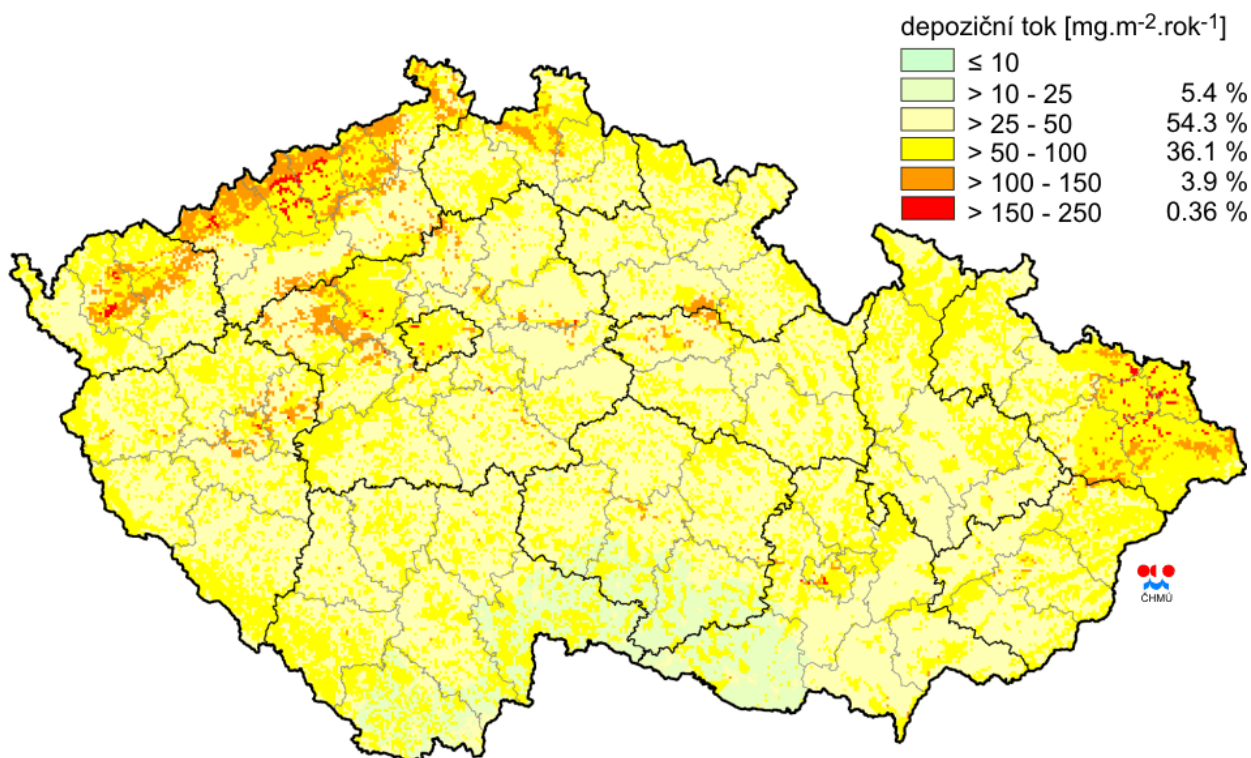
jednotkou tohoto procesu je  $kmol.ha^{-1}.yr^{-1}$

**Table 1: Classification of the acid buffering reactions in forest soils (Ulrich, 1981,1983b)**

Buffer range	pH range	Base saturation	Buffer reaction
Carbonate	8.0-6.2	1.00	$CaCO_3 + H_2CO_3 \rightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^-$
Silicate	6.2-5.0	0.70-1.00	$CaAl_2Si_2O_8 + 2H_2CO_3 + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^- + Al_2Si_2O_5(OH)_4$
Cation exchange	5.0-4.2	0.05-0.70	clay mineral=Ca + $2H^+$ -> H-clay mineral-H + $Ca^{2+}$
Aluminum	4.2-3.0	0.00-0.05	$AlOOH + 3H^+ \rightarrow Al^{3+} + 2H_2O$
Iron	<3.8	0.00	$FeOOH + 3H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 2H_2O$







Pole celkové roční depozice vodíkových iontů, 2010

### ***Uhličitanový pufrací systém (pH 8,0 – 6,2)***

tento mechanismus převládá v půdách obsahujících podíl jemného uhličitanu vápenatého nebo jiných uhličitanů. V půdním roztoku je potom hlavní částicí  $\text{Ca}^{2+}$  nebo  $\text{Mg}^{2+}$ . Kapacita tohoto pufracího systému závisí na množství uhličitanů přítomných v půdě. Pokud je matečnou horninou přímo vápenec nebo dolomit neprobíhá acidifikace půd ani při kyselých deštích, jelikož rychlost pufrací reakce s uhličitanem je dostatečná a pufrací kapacita tohoto mechanismu je obrovská

### ***Silikátový pufrací systém (pH 6,2 – 5,0)***

pokud půdotvorný substrát neobsahuje bazické složky jako vápenec nebo dolomit je u okyselovaných půd zprvu vyčerpáván silikátový pufrací mechanismus, při něm jsou z hlinitokřemičitanů uvolňovány bazické kationty a vyplavovány z ekosystému

při pH vyšším, než 5 ještě ve větší míře neprobíhá vyplavování sloučenin hliníku“

vyplavování hlinito-křemičitanů probíhá při všech hodnotách pH, ovšem pufrací rychlost těchto procesů je velmi nízká, proto bývají souběžně zapojeny i další pufrací mechanismy

### ***Kationtově-výměnný puфраční mechanismus (4,2 – 5,0)***

základní mechanismy náležející k tomuto puфраčnímu mechanismu byly popsány předešle, tento puфраční mechanismus je velmi významný, jelikož výměnná reakce mezi adsorbovanými ionty a oxoniovými kationty probíhá velmi rychle

celkovou puфраční kapacitu této reakce určuje KVK a stupeň nasycení sorpčního komplexu bázemi (rozmezí 0,05 – 0,70)

### ***Puфраční oblast hliníku a železa (4,2 a níže)***

v tomto případě oxoniové kationty mobilizují volný hliník  $\text{Al}^{3+}$

hliník je přirozeně přítomen ve velkém množství v hlinitokřemičitanech a dalších půdních komponentách, ovšem v neškodné formě

volný hlinitý iont  $\text{Al}^{3+}$  má naproti tomu celou řadu negativních účinků, zvláště na půdní bakterie a kořenové systémy rostlin, blokace příjmu  $\text{Mg}^{2+}$  rostlinami

pokud půdní pH klesne pod hodnotu 3,8, nastává aktivace puфраčního mechanismu železa, započne rozpouštění hydroxysloučenin železa a migrace volných železitých  $\text{Fe}^{3+}$  iontů půdním profilem, to se projeví viditelnými změnami v půdním profilu (vznik otšejnů), pH nižší, než 3,8 značí velmi silný nedostatek minerálních živin a toxické účinky pro organismy

### **Indikátory pro určení nedostatku bazických iontů v lesních ekosystémech**

degradace lesních půd a následné narušení stability lesních ekosystémů má ve středoevropském prostoru tři hlavní příčiny:

- a) nedostatek bazických kationtů dostupných členům ekosystému
- b) pokles pH
- c) zvýšená koncentrace  $\text{Al}^{3+}$

je zřejmé, že všechny tyto procesy jsou provázány, protože půdy s přirozeně nízkou zásobou bazických kationtů jsou náchylné jak k poklesu pH, tak k mobilizaci volného  $\text{Al}^{3+}$

tento proces působí součinně s nadměrným příjmem dusíku a oslabuje tak lesní ekosystémy, které jsou nadměrně napadány hmyzem, houbovými patogeny, lámány větrem

### **Mechanismus hliníkového stresu**

Při nízkém poměru bazických kationtů k hliníku ( $\text{Bc}/\text{Al}$ ), jsou výměnná místa na buněčných membránách obsazována ionty  $\text{Al}^{3+}$  a je tak znesnadněn příjem důležitých bazických iontů jako  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  a zvláště  $\text{Mg}^{2+}$

$\text{Al}^{3+}$  tedy narušuje elektrostatickou rovnováhu na membránách, čímž dochází k odumírání zasažených orgánů, zvláště jemných kořínků s následným špatným příjmem živin, vody a celkovým oslabením rostliny

tento mechanismus je typický pro B-horizonty lesních půd v celé střední Evropě a jižní Skandinávii

rovněž dochází k blokování některých enzymů

je zajímavé, že dvě hlavní hospodářské dřeviny střeoevropských lesů: smrk ztepilý a buk lesní se ve své citlivosti vůči hliníkovému stresu značně liší:

- smrk je relativně odolný proti vysoké koncentraci oxoniových kationtů, naopak velmi citlivý k nízkému poměru Bc/Al
- buk je relativně odolný proti hliníkovému stresu, naopak hůře snáší pokles pH

vhodným indikátorem míry poškození lesního ekosystému hliníkovým stresem a relativním nedostatkem bází se zdá být poměr

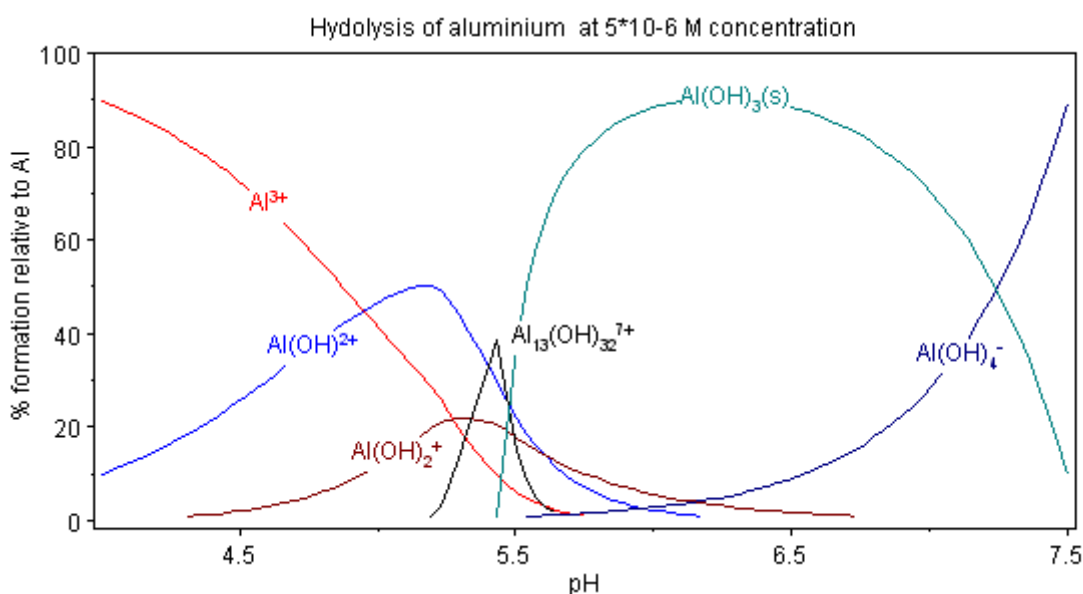
Ca/Al

to lze ukázat na příkladu publikovaných experimentálních prací:

například bylo publikováno (Cronan, 1996), že při poměru Ca/Al =1 bylo pozorováno významné poškození v 50% studovaných případech

při poměru Ca/Al = 0,5 už to bylo 90% případů

v Konvenci o dálkovém přenosu škodlivin v Evropě (LRTAP UN ECE) se rovněž uvádí parametr Ca+Mg+K/Al jako kritický parametr pro výpočet kritické zátěže v ekosystému



v jaké míře docházelo dříve v horských smrčínách k hliníkovému stresu?

horské smrčiny, zvláště v oblastech krystalinika, se vyznačují malou pufrací kapacitou půd a přirozené hodnoty pH půdního roztoku jsou zde tedy relativně nízké (zvláště ve srovnání s jinými stanovišti).

půdy v horských lesích obsahují huminové kyseliny a především fulvokyseliny, tyto látky mají nízkou hodnotu pH.

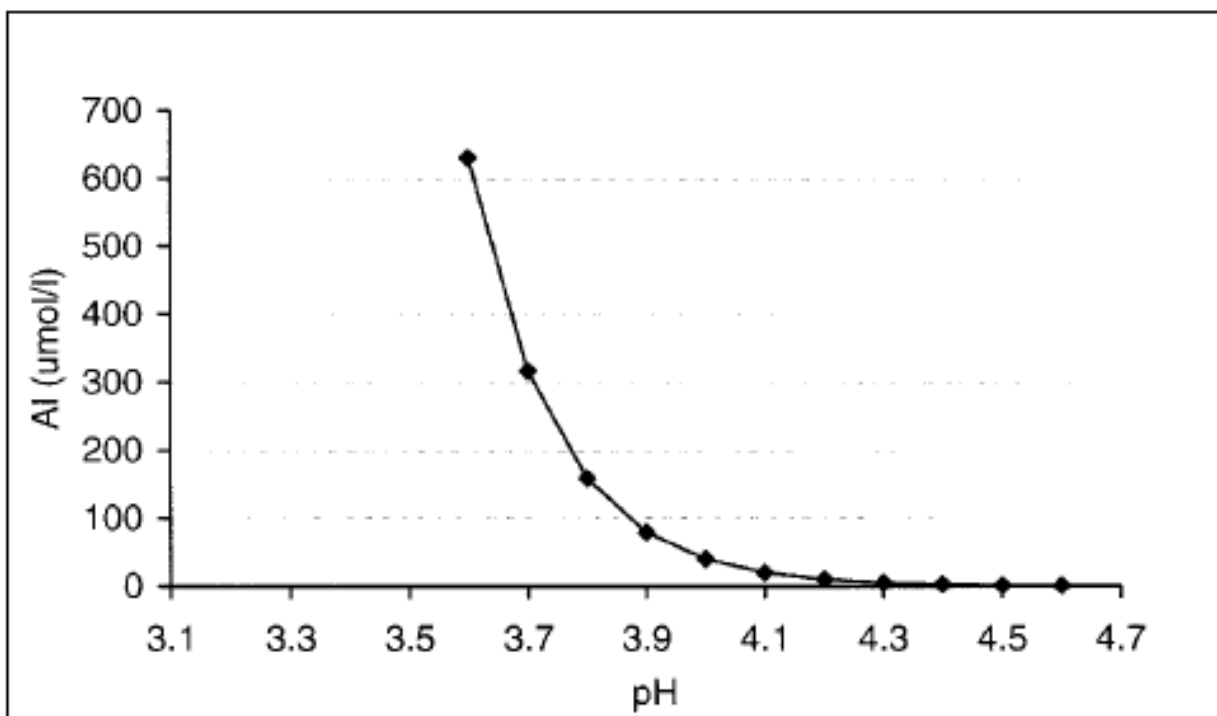
například ve Skandinávii dosahuje pH půdního roztoku v mocném humusového horizontu s vysokým podílem rašeliny hodnot 3,2 – 3,5, což jsou u přírodních systémů hodnoty extrémě nízké

přesto, zde nedochází k hliníkovému stresu a poměr Bc/Al zůstává příznivý, jak je to možné?

jedním z hlavních faktorů je to, že zmíněné huminové kyseliny a fulvokyseliny tvoří s  $Al^{3+}$  stabilní komplex a tím jej imobilizují

naproti tomu anorganické kyseliny (především  $H_2SO_4$  a  $HNO_3$  z atmosférické depozice) jsou velmi špatná kompletační činidla pro kovové ionty, a proto uvolňují Al v jeho toxické formě  $Al^{3+}$

hliníkový stres je tedy jev doprovázející především náhlý (ve srovnání s relaxačním časem biosféry) pokles pH půd spojený především s antropogenní acidifikací



vzhledem k tomu, že stupnice pH je exponenciální, může znamenat i mírný pokles pH výrazný nárůst koncentrace volného  $Al^{3+}$  a tedy i výrazné snížení poměru Bc/Al

pouhé určení pH prostředí (půdního, vod) se tedy jeví jako nedostatečný popisný nástroj acidifikací degradovaných ekosystémů, je však důležitým doplňkovým údajem

zaměříme se na porovnání dvou reálných lesních ekosystémů: jeden v Krušných horách, druhý na Českomoravské vrchovině:

hodnota pH půdního prostředí v „krušnohorském“ lesním ekosystému klesla pod 5, kdežto na Vysočině má hodnotu 6,5, v obou případech je už zapojen hliníkový pufrací mechanismus, ovšem pouze v prvním případě se již uvolňuje  $Al^{3+}$ , který působí hliníkový stres, prostředí s pH 6,5 se Al vyskytuje převážně ve formě v anionu  $Al(OH)^4$ , který hliníkový stres nepůsobí

u poměru Bc/Al byla nalezena dobrá negativní korelace s mírou poškození stromové koruny (stupeň defoliace asimilačního aparátu v procentech) a počtem sekundárních výhonů

No.	Plocha	Oblast	Nadm. výška (m)	Půdní horizont	Půdní typ	Stáří lesa	Ca/Al org.	Bc/Al org.	Ca/Al min.	Bc/Al min.	CD (%)	DPS (%)	SH (%)	STK
1.	Rýchory	Krkonoše	742	O, B1	Ferric Podzol	100	0,7		0,3	1	28	54	41	1,2
2.	Bílé Labe	Krkonoše	1100	O, B1	Humic Podzol	100	1,1	2	1,2	2,2	37	72	58	1,9
3.	Přední Žalý	Krkonoše	918	O, B1	Ferric Podzol	100	1,2	2,7	0,6	1,1	38	74	61	2,0
4.	Bílá Voda	Krkonoše	1009	O, B1	Humic Podzol	100	0,6	1,3	0,2	0,4	41	78	67	2,5
5.	Alžbětinka	Krkonoše	1192	O, E	Humic Podzol	200	1,3	2,2			44	78	68	2,4
6.	Modrý důl	Krkonoše	1237	O, E	Humic Podzol	140	0,6	1,3	0,5	0,8	42	73	64	2,3
7.	Pašerácký chodníček	Krkonoše	1317	O, E	Leptic Podzol	145	0,6	1,2	0,4	1,1	47	94	90	3,4
8.	Pudlava	Krkonoše	1140	O, E	Humic Podzol	102	0,4	0,7	0,4	0,8	43	77	69	2,4
9.	Sluneční údolí	Krkonoše	1241	O, E	Humic Podzol	154	0,7	1,4	0,9	2,2	40	82	75	2,8
10.	Lysina	Slavkovský les	910	O, E, B1	Podzol	120	2,5	8,3	1,4	3,5	31	57	41	1,4
11.	Želivka	Českomoravská vysočina	440	O, B1	Luvisol	95	5,2	10,7	17,6	35,9	32	40	23	1,0
12.	Staré Hamry	Beskydy	580	B1	Gleyic Cambisol	88			0,3	0,9	36	46	32	1,0
13.	Filipova Huť	Šumava	1160	B1	Humic Podzol	116			0,4	0,8	31	51	36	1,8
14.	Javoří píla	Šumava	1125	B1	Humic Podzol	124			0,7	1,3	25	50	37	1,7
15.	Trojmezi	Šumava	1245	B1	Humic Podzol	110			0,7	1,1	37	68	59	2,2
16.	Načetín	Krušné hory	770	O, B1	Dystric Cambisol	120	2,0	3,8	0,4	0,7	32	74	63	1,9

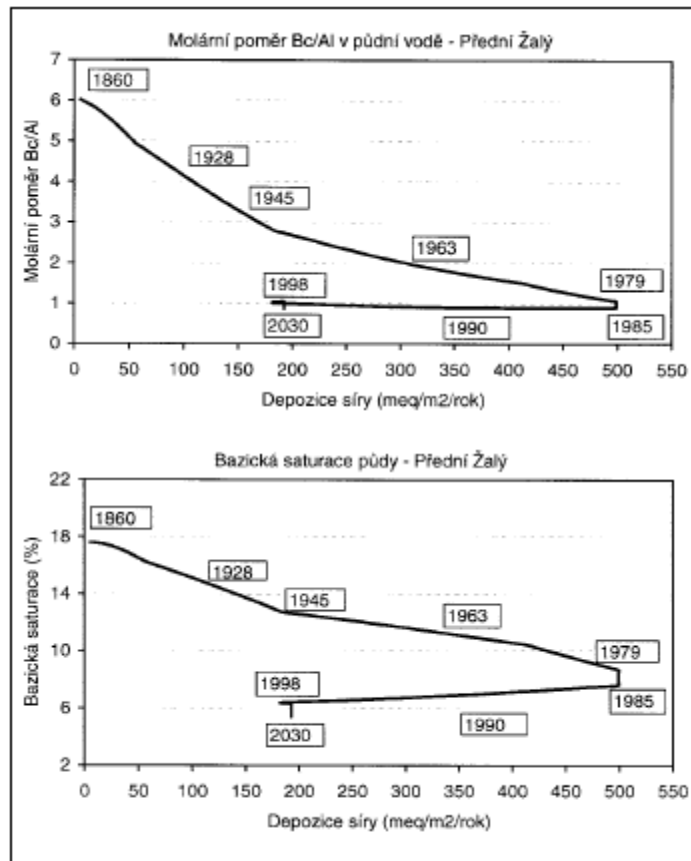
u porostů postižených silnou antropogenní acidifikací, je poměr Bc/A<sub>0</sub> zvláště nepříznivý ve svrchnějším minerálním horizontu,

v organických horizontech je volný  $Al^{3+}$  částečně vázán do komplexů s fulvokyselinami a huminovými kyselinami, rovněž platí, že v organických horizontech je relativně malý obsah částic, ze kterých může být acidifikací  $Al^{3+}$  uvolňován, jelikož jeho zdrojem se nachází v matečné hornině

u porostů s obzvláště nepříznivými hodnotami Bc/Al v nižších horizontech dochází k zajímavému jevu: přesunu kořenů do vyšších organických horizontů a tím pádem k plytkému prokořenění

**kritická hodnota parametru Bc/Al je 1**, klesne-li poměr pod touto hodnotou je stabilita ekosystému již extrémně narušena

tato hodnota se používá při výpočtech kritických zátěží acidifikujícími emisemi pro lesní ekosystémy



Změny způsobené v půdách v souvislosti s eutrofizací a acidifikací se dají plným právem označit za degradační, tyto změny jsou dlouhodobé a výrazně snižují stabilitu terestrických i aquatických ekosystémů.

Tyto změny se zrcadí ve změně půdního nebo vodního chemismu, která má neblahé účinky na zdraví ekosystému, zvláště pokud se ony změny chemismu odehrávají v uzlových místech ekosystému: tzn. v místech s intenzivní výměnou energie-látek a informace mezi ekosystémem a jeho prostředím.

Mezi taková místa nepochybně patří kořenový systém a rhizosféra, respektive mykorhizosféra, proto jsou půdní indikátory a jejich časový vývoj velmi hodnotným nástrojem pro hodnocení změn v ekosystémech, jejich stability a možného budoucího vývoje.

