

# Transformace dusíku v půdě přirozeného horského smrkového lesa na Trojmezné hoře (Šumava)

## Nitrogen transformation in Norway spruce forest soil in Trojmezná hora (Bohemian Forest)

František Novák

Ústav půdní biologie, Akademie věd České republiky,  
Na sádkách 7, CZ– 370 05 České Budějovice, Česká republika

### Abstract

The net nitrogen-mineralization and basal net nitrification rates were determined in  $O_{f1}$ ,  $O_{f2}$  and  $O_h$  soil horizons of autochthonous mountain *Picea abies* stand in Trojmezná hora preserve (National Park Šumava, Bohemian Forest, Czech Republic, 48°46'25''N, 13°51'04''E, elevation 1350 m a. s. l., exposition NNE, slope 5°) under relatively low  $SO_2$  stress. Different maximal rates of nitrification and N mineralization were found in individual soil horizons (2.0, 1.0 and 1.0  $mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$   $NO_3^-$ -N, and 3.3, 6.4 and 2.6  $mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}$  N in  $O_{f1}$ ,  $O_{f2}$  and  $O_h$  horizons, respectively). Observed nitrification rates in  $O_{f2}$  and  $O_h$  horizons were slightly higher than those measured in relatively health Mečůvka stand in Beskydy Mts. These results confirm, that disintegration of the spruce stand, accompanied with the expansion of herbaceous vegetation, tends to enhanced nitrification. Together with ameliorative liming and/or increasing nitrogen deposition, enhanced nitrification can contribute to opening of the nitrogen cycle with further negative incidence on soil component of mountain forest ecosystems. The nitrogen availability in individual soil horizons was 1207  $mg \cdot kg^{-1}$  ( $O_{f1}$ ), 934 ( $O_{f2}$ ) and 570  $mg \cdot kg^{-1}$  ( $O_h$ ), respectively.

*Key words:* acidification, Bohemian Forest, forest damage, nitrification, nitrogen availability, *Picea abies*

### Úvod

Depozice dusíku z průmyslových a zemědělských zdrojů zůstává po postupném poklesu depozice S nejvýznamnějším problémem, ohrožujícím horské lesy. Vysoká depozice  $NH_4$ -N může zvyšovat rychlost nitrifikace, vyplavované  $NO_3^-$  ionty zvyšují aciditu půdy a mobilizují toxické ionty  $Al^{3+}$ , které mohou poškozovat kořeny stromů (GUNDERSEN & RASMUSSEN 1990). Cílem této práce, vzniklé jako součást komplexně pojatého projektu, bylo zjistit rychlost mineralizace dusíku a nitrifikace ve vybraných horizontech podzolové půdy horského smrkového lesa na Trojmezné hoře, vystaveného relativně nízké koncentraci  $SO_2$  v ovzduší.

### Popis stanoviště

Základní údaje o trvalé výzkumné ploše Ústavu ekologie krajiny AV ČR na Trojmezné hoře byly publikovány (NOVÁK & al. 1999). Trvalá výzkumná plocha (TVP) se nachází 1 km od vrcholu Plechý (1378 m n. m, 49°46'25''N 13°51'04''E), ve smrkovém vegetačním stupni v oblasti autochtonních smrčín, v nadmořské výšce 1350 m. V době odběru vzorků byl výskyt kůrovce na ploše ojedinělý. Průměrná roční teplota vzduchu (1901–1950) je 3,5 °C, průměr-

**Tabulka 1.** – Základní charakteristika půdních horizontů na TVP Trojmezná hora.**Table 1.** – Basic characteristics of soil horizons in Trojmezná hora stand.

Horizont	popis	pH		C <sub>ox</sub>	C	N	C/N
		H <sub>2</sub> O	1 M KCl	%			
O <sub>1</sub>	opadanka – jehličí, zbytky bylin, borka ap.	4,35	3,14	39,4±1,1	49,7	1,96	25,4
O <sub>11</sub>	částečně rozložená drť	3,74	2,74	39,9±0,4	49,0	1,80	26,6
O <sub>2</sub>	více rozložená drť s vyšším podílem amorfni org. hmoty	3,74	2,74	35,6±1,3	46,0	1,89	24,3
O <sub>h</sub>	humifikační horizont	3,41	2,75	20,9±0,2	26,6	1,49	17,9
A	humusový minerální horizont	3,38	2,96	21,3±1,6	-	-	-
E <sub>p</sub>	eluvialní podzolový horizont	3,76	3,01	0,8±0,0	-	0,13	-

ný roční srážkový úhrn přibližně 1200 mm. Půdním typem je humuso-železitý podzol (FAO), půdy jsou hlinitopísčité, skeletovité, lehčí, s ostrůvky žulových monolitů. PELÍSEK (1978) uvádí, že hladina živin je snižena, vodní režim půdy v průběhu roku je vyrovnaný a půda má vysokou retenční schopnost. Porosty dosud nebyly ošetřeny vápencem. Základní půdní charakteristiky uvádí Tabulka 1.

Vegetační pokryv tvoří smrkový les asociace *Athyrio alpestris-Piceetum* Hartmann 1959, představující nejčistější zbytky horských přirozených smrčín v České republice a odpovídající mapovanému výskytu rekonstrukčních klimaxových smrčín. Podrobnější údaje jsou připravovány k publikování. PRŮŠA (1990) považuje Trojmeznou horu za „pralesovitou rezervaci“. Věk porostu na TVP je přes 200 let. Při přirozené obnově smrky často vyrůstaly na žulových monolitech, po vývratech nebo zlomech kmene nebyly stromy odstraňovány, hospodářské zásahy byly eliminovány mj. kvůli poloze trvalé plochy při státní hranici s Rakouskem. Na základě dosud nekompletních údajů lze TVP považovat za přirozený les blížící se pralesu. Bylinné patro má pokryvnost asi 85 %, druhy s významnější pokryvností (>5 %) jsou *Athyrium distentifolium*, *Luzula sylvatica*, *Calamagrostis villosa* a *Deschampsia flexuosa* (LEPŠOVÁ 1988). Korunový zápoj je 60 % (CUDLÍN, nepublikováno), porost je charakteristický trvalým výrazným žloutnutím jehlic, které je pravděpodobně důsledkem nízkého obsahu Mg<sup>2+</sup> (ZIMMERMANN & al. 1988) v půdě vyvinuté na stanovišti s hrubozrnnými granity (LEPŠOVÁ & KRÁL 1992).

## Materiál a metody

Půdní vzorky byly z jednotlivých genetických horizontů odebrány počátkem vegetační sezóny v červnu 1992 v místech bez bylinného patra. Vzorek hrabanky z horizontu O<sub>f</sub> byl odebrán ze dvou částí, lišících se stupněm rozkladu, označených jako O<sub>f1</sub> a O<sub>f2</sub>. Průměrný vzorek použitý pro inkubace byl vytvořen homogenizací půdních vzorků z pěti sond.

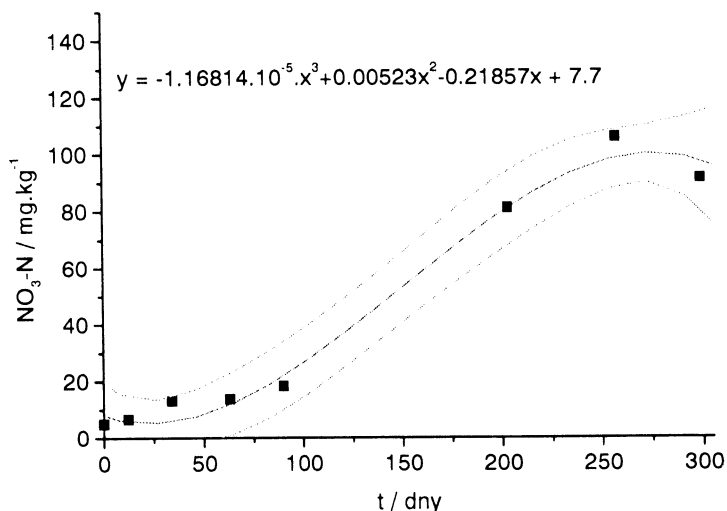
Obsah C<sub>ox</sub> v půdě byl stanoven oxidací chromsírovou směsí a titrací nadbytečného CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup> síranem železnato-amonným, pH bylo stanoveno potenciometricky ve vodném a 1 M KCl výluhu (KRÁLOVÁ & al. 1991). Obsah C a N v půdních vzorcích byl stanoven na analyzátoru Carlo Erba CHNS 1108, obsah NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N byl měřen v 1% výluhu K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (20 g půdy na 150 ml roztoku, 1 hodina třepání na horizontální třepáče) pomocí amonné a Šenkýřovy iontově selektivní elektrody na pH/ionmetru Radelkis OP a přepočten na sušinu.

## Mineralizace N a nitrifikace

Čistá bazální nitrifikace byla stanovena dlouhodobou (až 290 dnů) inkubací půdních vzorků bez přidavku amonné soli při teplotě 20 °C. Vlhkost vzorků byla udržována konstantní na hodnotě 60 % maximální kapilární kapacity. V průběhu inkubace byly vzorky postupně odbírány (10 odběrů) a byl v nich stanoven obsah amonného a dusičnanového dusíku. Analýza časové závislosti obsahu  $\text{NO}_3\text{-N}$  a  $\text{NH}_4\text{-N}$  byla provedena aproximací dat polynomickou funkcí třetího stupně (DONALDSON & HENDERSON 1990; NOVÁK 1993). Směrnice tečny vedené inflexním bodem udává maximální rychlost nitrifikace nebo mineralizace N. Průsečík této tečny s přímkou rovnoběžnou s časovou osou a procházející bodem zobrazujícím počáteční obsah dusičnanů v půdě, určuje délku lag-fáze nitrifikace. Jestliže polynomická funkce nemá v intervalu odpovídajícím době inkubace inflexní bod, vede se tečna bodem odpovídajícím maximálnímu obsahu  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Obsah dusičnanů je vyjádřen jako  $\text{mg.kg}^{-1}$   $\text{NO}_3\text{-N}$  v sušině, obsah minerálního N ( $N_{\text{min}}$ ), odpovídajícího součtu obsahu dusičnanového a amoniakálního dusíku, jako  $\text{mg.kg}^{-1}$   $N_{\text{min}}$  v sušině.

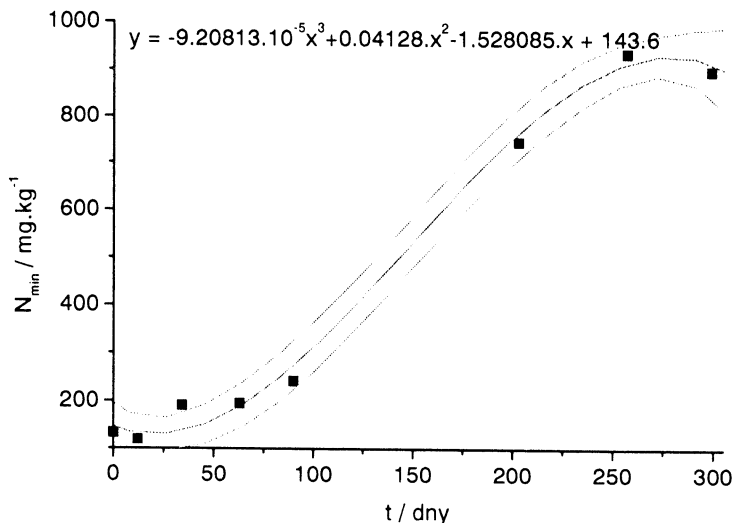
## Výsledky a diskuse

Průběh bazální nitrifikace a mineralizace dusíku v zemině vybraných horizontů podzolové půdy smrkového lesa na Trojmezské hoře je znázorněn na obrázku 1 a 2, hlavní výsledky zjištěné analýzou mineralizačních a nitrifikačních křivek shrnuje Tabulka 2. Srovnání průběhu mineralizace N a nitrifikace je na Obrázku 3. Předností laboratorního měření nitrifikace a mineralizace je získání výsledků, umožňujících srovnání mezi lokalitami, nezávisle na počasí v dané oblasti v určitém roce. Při jednom stanovení tak získáme hodnoty, které by při terénním měření vyžadovaly víceleté sledování. Analýza pomocí empirické rovnice je u značně složitějšího systému heterogenních reakcí v půdě, souhrnně označovaných jako mineralizace N nebo nitrifikace, patrně jediným možným východiskem. Analýza polynomickou regresí umož-



**Obr. 1.** – Závislost obsahu  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $\text{mg.kg}^{-1}$  sušiny) v půdě horizontu  $\text{O}_{\text{p}}$  humusoželezitého podzolu lokality Trojmezská hora na čase při dlouhodobé inkubaci. Polynomická regrese 3. stupně s vyznačenými experimentálními hodnotami a pásem spolehlivosti na hladině významnosti 95 %.

**Fig. 1.** – Relationship between  $\text{NO}_3\text{-N}$  content in the  $\text{O}_{\text{p}}$  horizon ( $\text{mg.kg}^{-1}$  dry matter) and incubation time. Third-order polynomial regression with confidence bands (confidence level 95 %).



**Obr. 2.** – Závislost obsahu  $N_{\min}$  ( $\text{mg.kg}^{-1}$  sušiny) na době inkubace v zemině horizontu  $O_2$  humusoželezitého podzolu na Trojmezné hoře. Polynomická regrese 3. stupně s vyznačeným konfidenčním pásem na hladině významnosti 95 %.

**Fig. 2.** – Relationship between  $N_{\min}$  content in the  $O_2$  horizon ( $\text{mg.kg}^{-1}$  dry matter) and incubation time. Third-order polynomial regression with confidence bands (confidence level 95 %).

ňuje určit ze změřených dat jednoduchým postupem lag-fázi a maximální rychlost nitrifikace, aniž by bylo třeba činit spekulativní předpoklady o tom, jakou „kinetikou“ se nitrifikace v půdním prostředí „řídí“. Studium nitrifikace v půdách, odebraných ve smrkových porostech v Beskydách ukázalo, že zjištěné maximální rychlosti odpovídaly maximu hodnot opakovaných terénních měření (NOVÁK 1999).

Nitrifikace probíhala ve všech horizontech s poměrně dlouhou lag-fází, což se při zvoleném uspořádání projevilo v tom, že pro charakterizaci počáteční fáze je k dispozici více experimentálních bodů než v závěru, kdy bylo třeba odběry provádět v delších časových intervalech. Lag-fáze nitrifikace stanovená z nerovnoměrně rozložených bodů může být zatížena chybou a má význam spíše semikvantitativní. Přesto zjištěné hodnoty (Tabulka 2) mohou sloužit jako indikátor míry narušení ekosystému. PERSSON (1988) zjistil v humusu zdravého 40-letého smrkového lesa ve Švédsku lag-fázi nitrifikace 100 dnů. Hodnoty 64–78 dnů pro jednotlivé horizonty lesa na Trojmezné hoře tak svědčí o nepříliš narušeném ekosystému.

Lag-fáze mineralizace dusíku je s výjimkou horizontu  $O_2$  podstatně kratší než lag-fáze nitrifikace. Znamená to, že mineralizace N probíhá v půdě smrkového lesa snadněji než nitrifikace, což odpovídá obecnému zařazení smrkových lesů mírného pásu k ekosystémům s převažující amonnou formou dusíkaté výživy (ELLENBERG 1977). Tomu odpovídá i fakt, že převažující formou anorganického N po celou dobu inkubace byl ve všech horizontech  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Delší lag-fáze mineralizace N, zjištěná v horizontu  $O_2$ , je patrně způsobena větším rozptylem měřených hodnot, projevujícím se deformací počátku křivky (Obr. 3).

Srovnatelných údajů není dosud v literatuře mnoho. Řada starších prací vycházela z poměrně krátkodobých experimentů (max. 6-ti týdenní inkubace). PELISEK (1978) uvádí, že v půdě smrkového porostu na Trojmezné hoře nitrifikaci nepozoroval. Vysvětlení tohoto rozdílu je třeba hledat spíše v použití krátké doby inkubace, kdy nebyla překonána lag-fáze, nežli přisuzovat zjištěnou nitrifikaci vlivu tzv. globálních změn. Zajímavé srovnání nabízí práce

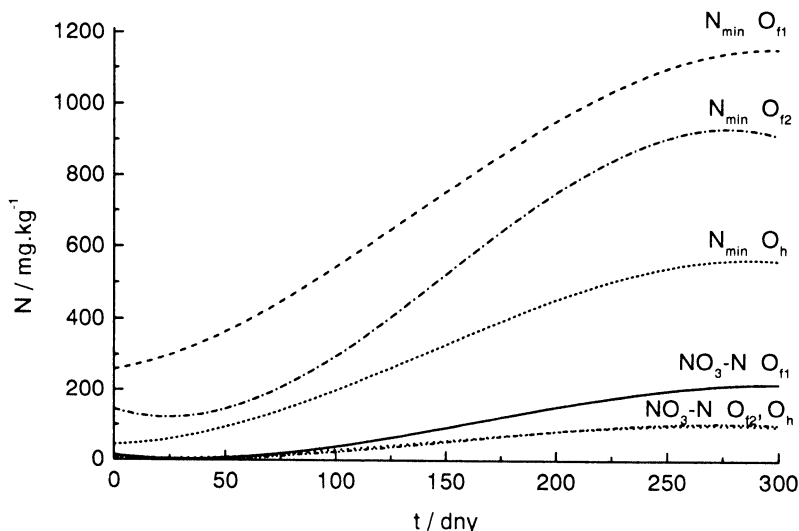
**Tabulka 2.** – Rychlost mineralizace N a nitrifikace v půdě vybraných horizontů smrkového lesa na Trojmezí hoře.

**Table 2.** – Nitrogen mineralization and nitrification rates in selected soil horizons of spruce forest.

Horizont	O <sub>f1</sub>		O <sub>f2</sub>		O <sub>h</sub>	
	mineralizace N	nitrifikace	mineralizace N	nitrifikace	mineralizace N	nitrifikace
t <sub>l</sub> / dny	32,3	77,6	64,1	64,3	40,2	72,2
t <sub>max</sub> / dny	137,4	165,3	149,4	149,2	140,2	152,8
v <sub>max</sub> / mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup>	3,3	2,0	6,4	1,0	2,6	1,2
N <sub>0</sub> / mg.kg <sup>-1</sup>	252,7	5,2	134,0	5,0	37,7	3,2
N <sub>max</sub> / mg.kg <sup>-1</sup>	1207,1	227,6	934,3	106,4	570,4	122,0

N<sub>0</sub> – obsah NO<sub>3</sub>-N nebo N<sub>min</sub> v půdě na počátku inkubace; N<sub>max</sub> – maximální obsah NO<sub>3</sub>-N nebo N<sub>min</sub> v inkubovaném vzorku; t<sub>l</sub> – délka lag-fáze; t<sub>max</sub> – čas odpovídající maximální rychlosti mineralizace N nebo nitrifikace; v<sub>max</sub> – maximální rychlost mineralizace N nebo nitrifikace

Persson (PERSSON 1988), který inkuboval humus (mor) ze 40 letého porostu *Picea abies* s různým přidavkem mletého vápence. Zatímco v kontrolním experimentu byla lag-fáze 100 dnů a rychlost bazální nitrifikace přibližně 1 mg.den<sup>-1</sup> N, při přidavcích 10, 20 a 30 mg CaCO<sub>3</sub> na gram půdy se lag fáze zkrátila na 40, 20 a 10 dnů a rychlost nitrifikace vzrůstala na 2,5 až 7,9 mg N.den<sup>-1</sup>. Zvýšení nitrifikace po vápnění smrkového porostu popsali rovněž KREUTZER & al. (1989). HUETTL & ZOETTL (1993) pozorovali po vápnění zvýšené ztráty dusičnanů vyplavování, které vedly ke snížení dusíkaté výživy porostu. RUDEBECK & PERSSON (1998) zjistili v průběhu až 180 denní inkubace půdních vzorků ze smrkových lesů v jižním Švédsku, že nitrifikace v horizontu FH (odpovídajícím horizontům O<sub>f</sub>+O<sub>h</sub>) je převážně autotrofní a na rozdíl od nitrifikace v horizontu B značně závislá na pH. Nejkyselejší z FH horizontů měl jen



**Obř. 3.** – Závislost obsahu NO<sub>3</sub>-N a minerálního N (N<sub>min</sub>) [mg.kg<sup>-1</sup> sušiny] na čase v zemině z jednotlivých horizontů podzolu při dlouhodobé inkubaci. Polynomická regrese 3. stupně.

**Fig. 3.** – Relationship between NO<sub>3</sub>-N and N<sub>min</sub> contents in individual horizons (mg.kg<sup>-1</sup> dry matter) and incubation time. Third-order polynomial regression.

zanedbatelnou nitrifikační aktivitu. O nitrifikační aktivitě v A horizontu těchto půd označených jako podzolované (pravděpodobně kambizemě) se autoři nezmiňují. Při studiu nitrifikace v lesních půdách doporučují měřit nitrifikaci rovněž v B horizontu, což ovšem nemá význam aplikovat u podzolu.

Maximální rychlost nitrifikace v půdě z Trojmezské hory byla zjištěna ve svrchním  $O_f$  horizontu ( $2,0 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ ). V horizontech  $O_{f2}$  a  $O_h$  byla přibližně poloviční (Tabulka 2), srovnatelná s hodnotou  $1 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ , uváděnou Perssonem pro humusovou vrstvu ve Švédsku, a poněkud vyšší než hodnota  $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ , zjištěná v zemině horizontů  $O_f$  a  $O_h$  na imise mi relativně málo postižené ploše Mečůvka v Beskydech s korunovým zápojem 80 % (NOVÁK 1999). Rychlost nitrifikace v horizontu  $O_{f1}$  se blíží hodnotě zjištěné v  $O_f+O_h$  horizontu silně imisně exponovaného porostu na Ivančeně (Beskydy), ošetřeného v průběhu 80. let vápencem. Porost na Mečůvce vápencem ošetřen nebyl, půdní výluhy z horizontů  $O_f$  a  $O_h$  měly velmi nízké  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  (2,80), srovnatelné s pH vzorků z Trojmezské hory (Tabulka 1). Lokalita Trojmezská hora se od TVP Mečůvka liší vyšší nadmořskou výškou, větším srážkovým úhrnem, delší dobou sněhové pokrývky, nižší průměrnou roční teplotou, severní expozicí, depozicí síry a dusíku a nižším korunovým zápojem. Poněkud vyšší rychlost nitrifikace na TVP Trojmezská hora, která rovněž nebyla ošetřena vápencem, je pravděpodobně důsledkem nižšího korunového zápoje a souvisí s nižším obsahem bitumenů v organických horizontech. Zatímco na Mečůvce dosahoval obsah bitumenů ve svrchní vrstvě téměř 10 % (NOVÁK, nepubl.), na Trojmezské hoře to bylo 6,7 % v  $O_f$  a 6,4 % v  $O_{f1}$  horizontu (NOVÁK 1995). Při opadu jehličí z mladších ročníků se půda může obohacovat o dusíkaté látky, které nebyly translokovány, což může zvýšit nabídku substrátů pro heterotrofní nitrifikaci. Podobně se může podílet na zvýšení nitrifikace depozice dusíku. Oba uvedené faktory mohou vysvětlit zvýšenou nitrifikaci ve svrchním horizontu  $O_{f1}$ , vystaveném přímému vlivu deponovaných látek a obsahujícím většinou mladší opad (cca 2–5 roků).

Důležitou charakteristikou lesních půd je celkový obsah mineralizovatelného N, který (po přepočtu na  $\text{g.m}^{-2}$ ) odpovídá dostupnosti N na dané lokalitě a může sloužit pro vyhodnocování dalších charakteristik (výskyt mykorrhizních hub, roční přírůstek biomasy ap.). V uvedené práci PERSSON (1988) zjistil dostupnost N ve vrstvě moru nezávisle na přidávku vápence okolo  $1100 \text{ mg.kg}^{-1}$ . V jednotlivých horizontech na Trojmezské hoře jsme zjistili dostupnost N  $1207 \text{ mg.kg}^{-1}$  ( $O_{f1}$ ),  $934$  ( $O_{f2}$ ) a  $570 \text{ mg.kg}^{-1}$  ( $O_h$ ). Nižší dostupnost v  $O_h$  horizontu je dána kontaminací zeminou horizontu A při odběru vzorků mezi žulovými monolity. Průměrná hodnota dostupnosti dusíku v  $O_f$  horizontu, který přibližně odpovídá vrstvě moru, je  $1071 \text{ mg.kg}^{-1}$ , což je hodnota velmi blízká Perssonovu údaji pro boreální smrkový porost.

Na základě srovnání získaných výsledků s výsledky studia nitrifikace v půdě horských smrkových porostů v Beskydech (NOVÁK, 1999) lze obecně konstatovat, že ke zvýšení rychlosti nitrifikace, dostupnosti dusíku a zrychlení dekompozice celulózy, které pozoroval BINKLEY (1984) po smýcení porostu, dochází rovněž v průběhu rozpadu smrkového lesa v důsledku imisí nebo vlivem jiných faktorů. Nitrifikace je zřejmě v silně eluviálních podmínkách pro lesní ekosystém nevýhodná a zdravý porost ji omezuje, aby zabránil ztrátám N vyplavováním. Při jakékoli disturbanci ekosystému je však tato funkce omezena (například při snížení korunového zápoje vlivem imisí nebo v důsledku poškození kůrovcem, po plošném vápnění, při rozvoji bylinné vegetace) a nitrifikace nabývá na významu. Značný – byť nepřímý – vliv na nitrifikaci v půdě rozpadajících se smrkových porostů má pravděpodobně zápoj korun. Snížená plošná produkce smrkového opadu vede ke snížení obsahu látek v půdě, omezujících mikrobiální aktivitu. Nízký zápoj umožňuje rozvoj bylinného patra a urychluje tak mikrobiální procesy v půdě, například dekompozici celulózy (NOVÁK & PLACEROVÁ 1998) a nitrifikaci (NOVÁK 1999).

## Nitrifikace a depozice N

Mineralizace N a nitrifikace jsou spolu s immobilizací N půdní mikroflórou a příjmem dusíku rostlinami hlavními přeměnami N v lesních ekosystémech. Denitrifikace je ve smrkových lesních půdách zanedbatelná. EMMETT & al. (1997) zjistili ve smrkovém lese (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) v SZ Walesu roční ztráty dusíku denitrifikací 0,1 g.m<sup>-2</sup> při celkové roční depozici 2,5 g.m<sup>-2</sup>; při intenzivním hnojení dusičnanem amonným se ztráty zvýšily jen na 0,2 g.m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>. Část ztrát připisovaných denitrifikaci přitom může být způsobena oxidy dusíku, jež vznikají respirační částí nitritů nitrifikačními bakteriemi (SCHMIDT 1982). Zanedbatelnou položkou celkové bilance N v narušených lesních ekosystémech může být vyplavování dusičnanů z prokořeněné vrstvy půdy. Na uvedeném stanovišti ve Walesu byl velký podíl deponovaného dusičnanového N vyplaven jako NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, zatímco deponovaný amonný ion byl v půdě zadržen a ke ztrátám N z prokořeněné vrstvy půdy nepřispíval (EMMETT & al. 1997). Velmi málo je prostudována volatilizace amoniaku v lesních ekosystémech. Ve svrchní vrstvě hrabanky smrkového lesa probíhá v mikrozónách s příznivým pH intenzivní mikrobiální rozklad rostlinného opadu a exkrementů půdních živočichů, přičemž jsou dusíkaté látky (aminosacharidy, proteiny, peptidy, močovina aj.) amonifikovány na ion NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, který existuje v rovnovážném stavu s roztokem plynného amoniaku v půdním roztoku (NH<sub>3</sub>)<sub>g</sub> a s plynným amoniakem (NH<sub>3</sub>)<sub>g</sub>. Dobře provzdušněná svrchní vrstva hrabanky umožňuje snadnou aeraci. Proudící vzduch tak může rozptylovat plynný amoniak do ovzduší a posouvat reakci ve prospěch volatilizace NH<sub>3</sub>. Výrazněji se volatilizace může uplatnit v ekosystémech s vyššími sta-

**Tabulka 3.** – Průměrná roční srážková depozice dusíku a síry (podkorunové srážky, příp. srážky se spadem) na vybraných stanovištích na Šumavě.

**Table 3.** – Mean annual N and S deposition (troughfall and bulk deposition, resp.) in selected Bohemian Forest stands.

Plocha	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	N <sub>anorg</sub>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S	srážk. úhrn
	kg.ha <sup>-1</sup> .rok <sup>-1</sup>				mm
Trojmezí B915*, 1035 m	3,8	1,6	5,4	12,5	
Trojmezí B916*, 1245 m	4,9	3,2	8,1	26,1	
Javoří pila B904*, 1115 m	3,7	2,2	5,9	28,5	
Jezerní h. D (open)**	4,8	6,7	11,5	10,5	
Jezerní h. D 1045 m**	10,5	14,9	25,4	43,9	1065
Jezerní h. H (open)**	6,2	8,7	14,9	13,1	
Jezerní h. H 1330 m**	13,5	19,6	33,1	52,2	1355
Jezerní h. H 1992 #	11,8	22,1	33,9	39,0	1408
Jezerní h. H 1993#	14,0	5,6	19,6	43,1	1526
Jezerní h. H 1994#	7,6	4,4	12,0	26,5	1157
Jezerní h. H 1995#	7,5	4,2	11,7	26,7	2137
Plešné j. (open)***	4,1	6,0	10,1	5,6	1258
Plešné j. (throughfall)***	9,6	5,2	14,8	14,4	982
Čertovo j. (open)***	4,5	5,3	9,8	5,6	1580
Jezerní h. D (throughfall)***	6,4	6,7	13,1	11,9	1020
Jezerní h. H (throughfall)***	8,6	7,2	15,9	13,2	1599

\* 13. 8. 1993 – 13. 8. 1994 (HOŠEK & KAUFMAN 1995); \* 13. 8. 1993 – 10. 8. 1994 (MORAVČÍK 1994); \*\* 2. 5. 1991 – 31. 3. 1992 (HLAVATÝ 1992); # hydrologické roky, ONDRUŠOVÁ (1997), \*\*\* 3. 11. 1997 – 3. 11. 1998 (KOPÁČEK & al. 1999).

vy zvěře, při zvýšené aktivitě herbivorních organismů ap., a za vyšších teplot; její měření je však značně složité i v homogennějším prostředí (DENMEAD 1983) než jsou lesy. Lze předpokládat, že v rozsáhlých lesních oblastech se většina rozptýleného amoniaku pravděpodobně vrací do ekosystému s dešťovými srážkami (DENMEAD & al. 1976) a může vést k nadhodnocení depozice amonného iontu.

Významný přísun dusíku do ekosystému představuje depozice mokrým a suchým spadem. Depozice N a S byly v minulosti na Šumavě zkoumány spíše ojediněle a pouze malá část těchto výsledků byla publikována. Na TVP Trojmezna hora nebyly depozice N ani S měřeny, na základě srovnání údajů z jiných výzkumných ploch lze však provést kvalifikovaný odhad. Přehledně jsou vybrané údaje shrnuty v Tabulce 3.

Dlouhodobé průměrné koncentrace  $\text{SO}_2$  jsou na Šumavě nižší než v jiných našich pohorích (Krušné hory, Krkonoše), celková depozice S a N však v minulosti byla pravděpodobně srovnatelná. Na smrkových plochách u Zdíkova byl koncem 80. let v podkorunových srážkách zjištěn spad síry  $14,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a anorganického (amonného + dusičnanového) dusíku  $7,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . V letech 1990–1993 se zde poněkud zvýšil roční (za období III–XII) spad S ( $19,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) a N ( $10,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), v roce 1994 byl spad síry  $15,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a v roce 1995  $17,85 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (LOMSKÝ & ŠRAMEK 1996). HĽAVATÝ (1992) uvádí pro Jezerní horu extrémní depozici síry  $52,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a dusíku  $33,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  za období 11 měsíců. Přestože data různých autorů o depozici N a S na Šumavě vyžadují kritickou analýzu, lze obecně konstatovat, že na rozdíl od postupného poklesu depozice síry od počátku 90. let, doloženého klesající koncentrací síranů v Plešném jezeře v období 1984–1995 (VESELY, 1996), depozice N v zájmové oblasti klesají méně výrazně a zůstávají poměrně vysoké (Tab. 3). KOPÁČEK & al. (in press) uvádějí pro Plešné jezero (1089 m n. m.) v hydrologickém roce 1997–98 roční depozici síry  $5,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (open) a v podkorunových srážkách ve smrkovém porostu  $14,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . TVP Trojmezna hora se nachází ve vyšší nadmořské výšce s vyšším srážkovým úhrnem, kde jsou depozice vyšší. Na základě srovnání s údaji uvedenými v Tabulce 3 lze odhadnout celkovou roční depozici síry v závislosti na ročním srážkovém úhrnu na  $15\text{--}25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , roční depozici  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  asi na  $6$  až  $8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $\text{NO}_3\text{-N}$   $8\text{--}10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , což znamená celkovou roční depozici dusíku asi  $14$  až maximálně  $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Přestože část měřené depozice může pocházet z vnitřního koloběhu  $\text{NH}_3$  v ekosystému (volatilizace  $\text{NH}_3$  ze svrchní rozkládající se vrstvy hrabanky a jeho vypírání z atmosféry při srážkách) a může tak nadhodnocovat celkovou depozici  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , představuje depozice N vážné nebezpečí pro dlouhodobou stabilitu horských smrkových lesů, a to nejen v souvislosti s nitrifikací deponovaného  $\text{NH}_4^+$  iontu a s tím spojenou acidifikací půd, ale i v důsledku vyplavování dusičnanů do podzemních a povrchových vod, narušení mykorrhiz a tím i zhoršení příjmu dalších živin, zejména fosforu. Z našich výsledků je zřejmé, že nitrifikace v lesních porostech na Šumavě vyžaduje další studium, zaměřené zejména na stanovení vlivu rostlinného pokryvu na nitrifikaci, mineralizaci N a na roční dynamiku amonného a nitrátového iontu v půdním roztoku a jejich pohyb v půdním profilu.

## Závěr

Byla změřena rychlost mineralizace N a bazální nitrifikace v půdě  $\text{O}_{f1}$ ,  $\text{O}_{f2}$  a  $\text{O}_h$  horizontů lezito-humusového podzolu horského smrkového porostu ve SPR Trojmezna hora (Šumava). Získané výsledky při srovnání s údaji ze smrkových porostů z Moravskoslezských Beskyd prokazují, že rozpad smrkového porostu doprovázený rozvojem bylinné vegetace vede ke zvýšení rychlosti nitrifikace a spolu se zvýšenou depozicí N a příp. melioračním vápněním tak může přispět k „otevření“ cyklu dusíku s dalšími negativními dopady na půdní složku horských lesních ekosystémů. Maximální rychlost nitrifikace v jednotlivých horizontech byla



2,0 mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup> (O<sub>f1</sub>), 1,0 (O<sub>f2</sub>) a 1,2 mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>-N (O<sub>h</sub>). Dostupnost N v jednotlivých půdních horizontech byla 1207 mg.kg<sup>-1</sup> (O<sub>f1</sub>), 934 (O<sub>f2</sub>) a 570 mg.kg<sup>-1</sup> (O<sub>h</sub>). Průměrná dostupnost dusíku v O<sub>f</sub> horizontu je 1071 mg.kg<sup>-1</sup>, což je hodnota velmi blízká Perssonovu údaji pro mor v boreálním smrkovém porostu ve Švédsku.

**Poděkování.** Tato práce vznikla jako součást projektu č. 206/94/0832, podporovaného Grantovou agenturou České republiky.

## Literatura

- BINKLEY D., 1984: Does forest removal increase rates of decomposition and nitrogen availability? *Forest Ecol. Management*, 8: 229–233.
- DENMEAD O. T., FRENEY J. R. & SIMPSON J. R., 1976: A closed ammonia cycle within a plant canopy. *Soil Biol Biochem*, 8: 161–164.
- DENMEAD O. T., 1983: Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In: *Freney J. & Simpson J. R. (eds), Gaseous Loss of Nitrogen from Plant Soil Systems, Martinus Nijhoff–Dr. W. Junk Publishers, Hague, 133–157.*
- DONALDSON J. M. & HENDERSON G. S., 1990: Nitrification Potential of Secondary-Succession Upland Oak Forests: I. Mineralization and Nitrification during Laboratory Incubations. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 54: 892–897.
- ELLENBERG H., 1977: Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecologia Plantarum*, 12: 1–22.
- EMMETT B. A., COSBY B. J., FERRIER R. C., JENKINS A., TIETEMA A. & WRIGHT R. F., 1997: Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Simulation of nitrogen saturation in a Sitka spruce forest, Aber, Wales, UK. *Biogeochemistry*, 38: 129–148.
- GUNDERSEN P. & RASMUSSEN L., 1990: Nitrification in Forest Soils: Effects from Nitrogen Deposition on Soil Acidification and Aluminium Release. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Springer-Verlag New York*. 113: 1–45.
- HLAVATÝ T., 1992: Stanovení celkové atmosférické depozice ekologicky významných prvků do povodí Černého a Čertova jezera. [Determination of total atmospheric deposition of ecologically important elements into basins of Černé and Čertovo lakes.] *Ms., diploma thesis, ICHT Prague, 106 pp. (In Czech).*
- HOŠEK J. & KAUFMANN R., 1995: Monitoring a modelování reakce lesa na znečištění ovzduší a acidifikaci půd – biogeochemická měření (období 13. 8. 1993 – 13. 8. 1994). [Monitoring and modelling of forest response on air pollution and soil acidification – biogeochemical measurements (13. 8. 1993 – 13. 8. 1994).] *Ms, Preliminary report, Agnos, Hořovice, 78 pp., (In Czech).*
- HUETTL R. F., & ZOETTL H. W., 1993: Liming as a Mitigation Tool in Germany Declining Forests – Rewiewing Results from former and recent trials. *Forest Ecol Management*, 61: 325–338.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J. & PORCAL P., 1999: Chemistry of Prášílské Lake and its tributaries during the 1998 summer temperature stratification. *Silva Gabreta*, 3: 33–48.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., BOROVEC J., PORCAL P. & KOTOROVÁ I., (in press): Phosphorus inactivation of aluminium in the water column and sediments: A process lowering in-lake phosphorus availability in acidified watershed-lake ecosystems. *Limnology and Oceanography*.
- KRÁLOVÁ M., DRAŽDÁK K., POSPÍŠIL F., HADAČOVÁ, V., KLOZOVÁ E., LUSTINEC J., KUTÁČEK M. & SAHULKA J., 1991: Vybrané metody chemické analýzy půd a rostlin. [Selected methods of soil and plant analysis.] *Academia Praha, 160 pp. (In Czech).*
- KREUTZER K., REITER H., SCHIERL R. & GÖTTLEIN A., 1989: Effect of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand (*Picea abies*). *Water Air Soil Pollution*, 48: 111–125.

- LEPŠOVÁ A., 1988: Význam studia plodnic makromycetů pro biomonitorování změn v lesním ekosystému. [Significance of macrofungal fruiting bodies studies for biomonitoring of forest ecosystem changes.] *Ms, Dissertation, Institute of Landscape Ecology, České Budějovice, 152 pp. (In Czech).*
- LEPŠOVÁ A. & KRÁL R., 1992: Element concentrations in Norway spruce needles as indicators of forest decline in Šumava Mts., Czechoslovakia. In: Boháč (ed). *Proc. VI<sup>th</sup> Int. Conf. Bio-indicators Deterioration Regionis. Inst. Landscape Ecol. CAS, České Budějovice, pp. 78–88.*
- LOMSKÝ B. & ŠRAMEK V., 1996: Změny v lesních ekosystémech – analýza příčinných vztahů mezi stavem lesa a parametry prostředí. [The changes in forest ecosystems – analysis of causal interrelationships between forest status and parameters of the environment.] *Report, Forestry and Game Management Research Institute, Jíloviště–Strnady, 333 pp. (In Czech).*
- MORAVČÍK P., 1994: Monitoring a modelování reakce lesa na znečištění ovzduší a acidifikaci půd. Šumava – výpočet kritických zátěží kyselé depozice pro lesní ekosystémy. [Monitoring and modelling of forest response on air pollution and soil acidification. Šumava Mts., Calculation of critical loads of acid deposition for forest ecosystems.] *Ms, Report, IFER, 13 pp. (In Czech).*
- NOVÁK F., 1993: Analýza průběhu nitrifikace. In: *Metody studia přeměn dusíku v půdě.* [Analysis of the nitrification course. In: Methods of soil nitrogen transformation study.] Šimek, M., Novák, F., Šantrůčková, H. (eds.), ÚPB AV ČR, České Budějovice, pp. 121–130 (In Czech).
- NOVÁK F., 1995: Bitumens in mountain spruce forest soils. In: *Investigation of forest ecosystems and of forest damage.* Matějka K. (ed.), IDS Praha, pp. 147–157.
- NOVÁK F., 1999: Nitrification in mountain spruce forest soils in Beskydy Mts. In: Tesař V. & Kula E. (eds.) *Zpravodaj Beskydy, MZLU Brno, 12: 23–28.*
- NOVÁK F., KALOUSKOVÁ N., MACHOVIČ V. & BRUS J., 1999: Composition and structure of fulvic acids from B-horizon of Ferro-Humic Podzol in Trojmezí (Bohemian Forest). *J. Forest Sci., 45: 516–528.*
- NOVÁK F. & PLACEROVÁ K., 1998: Cellulose decomposition in spruce forest stands in Beskydy Mts. *Lesnictví-Forestry, 44: 65–76.*
- ONDRUŠOVÁ M., 1997: Celková atmosférická depozice v povodí Černého a Čertova jezera. Speciace hliníku v šumavských jezerech. [Total atmospheric deposition in the catchment area of Černé and Čertovo lakes. Speciation of aluminium in lakes of Bohemian Forest.] *Ms, dipl. thesis, Charles University, Praha 86 pp. (In Czech).*
- PELIŠEK J., 1978: Die Bodenverhältnisse der waldreservationen in der Tschechoslowakischen sozialistischen republik (ČSR). *Přírodovědné práce ústavů Československé akademie věd v Brně, Acta Sci Nat Brno, Institute of Vertebrate Zoology of the ČSAV, Brno 12 (9): 1–41.*
- PERSON T., 1988: Effect of acidification and liming on soil biology. In: *Liming as a Measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution.* Andersson F., Persson T. (eds), National Swedish Environm. Protection Board, Report 3518, Solna, Sweden, pp. 53–70.
- PRŮŠA E., 1990: Přirozené lesy České republiky. [Natural forests of the Czech Republic.] *SZN Praha, 248 pp. (In Czech).*
- RUDEBECK A. & PERSSON T., 1998: Nitrification in organic and mineral soil layers in coniferous forests in response to acidity. *Environmental Pollution, 102 S1: 377–383.*
- SCHMIDT E. L., 1982: Nitrification in Soil. In: *Stevenson F. J. (ed.), Nitrogen in agricultural soils.* Amer. Soc. Agronomy, Madison; Wisconsin, USA, pp. 253–288.
- VESELÝ J., 1996: Změny ve složení vod šumavských jezer v letech 1984–1995. [Trends in acid-base status of acidified lakes in Bohemian Forest: 1984–1995.] *Silva Gabreta, 1: 129–141.*

ZIMMERMANN R., OREN R., SCHULZE E.-D. & WERK J. S., 1988: Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. II. Photosynthesis and leaf conductance. *Oecologia*, 76: 513–518.