

**BP 182**

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

bakalářská práce

# Acidifikace vod v oblasti NP Šumava

srpen 2007

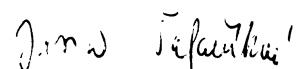
Jana Šafaříková

vedoucí bakalářské práce: RNDr. Jana Růžičková, CSc.

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré informace budou řádně citovány.

Srpen 2007

Jana Šafaříková



Na tomto místě chci poděkovat vedoucí bakalářské práce RNDr. Janě Růžičkové, CSc. za vedení práce, konzultace a podnětné připomínky. Také děkuji RNDr. Vladimíru Majerovi, Mgr. Lindě Nedbalové, RNDr. Janu Fottovi a RNDr. Jaroslavu Vrbovi za vstřícné jednání a poskytnutí podkladů práce.

# Obsah

<b>1. Úvod</b>	<b>3</b>
<b>2. Charakteristika oblasti</b>	<b>3</b>
2.1. Geomorfologie	4
2.2. Geologie	4
2.3. Pedologie	6
2.4. Klima	6
2.5. Hydrologie	7
2.6. Vegetace	8
2.7. Lýkožrout smrkový a vliv odlesnění na chemizmus vod	8
<b>3. Acidifikace</b>	<b>9</b>
3.1. Acidifikující látky a jejich depozice	10
3.2. Bazické kationty	11
3.3. Hliník	11
3.4. Průhlednost vod	12
3.5. Vývoj emisí acidifikujících látek v ČR	12
3.6. Depozice acidifikujících látek na Šumavě	13
<b>4. Chemizmus povrchových vod v NP Šumava</b>	<b>15</b>
4.1. Chemizmus tekoucích vod	15
4.2. Chemizmus ledovcových jezer	16
<b>5. Vliv acidifikace na vodní organismy</b>	<b>18</b>
5.1. Fyziologická odpověď organismů na acidifikaci	18
5.2. Vliv vodíkových iontů	19
5.3. Vliv hliníku	19
5.4. Další vlivy	19
<b>6. Působení acidifikace na jednotlivé skupiny organismů</b>	<b>20</b>
6.1. Bakterie a houby	20
6.2. Makrofyta	20
6.3. Bentické řasy	20
6.4. Fytoplankton	21
6.5. Zooplankton	21
6.6. Zoobentos	21
6.7. Ryby	22

<b>7. Biodiverzita povrchových vod v NP Šumava</b>	<b>22</b>
7.1. Biodiverzita šumavských jezer	22
7.1.1. Bakterie	22
7.1.2. Fytoplankton	22
7.1.3. Zooplankton	23
7.1.4. Makrozoobentos	24
7.1.5. Ryby	25
7.2. Biodiverzita vodních toků	25
7.3. Makrozoobentos Šumavy a jeho proměny	26
7.3.1. Ephemeroptera (jepice)	26
7.3.2. Odonata (vážky)	26
7.3.3. Plecoptera (pošvatky)	26
7.3.4. Heteroptera (ploštice)	27
7.3.5. Megaloptera (střechatky)	27
7.3.6. Trichoptera (chrostíci)	27
7.4. Makrozoobentos vodních toků	27
<b>8. Závěr</b>	<b>29</b>
<b>9. Použitá literatura</b>	<b>30</b>
<b>10. Přílohy</b>	<b>33</b>
10.1. Tabulky	33
10.2. Obrázky	34

## 1. Úvod

Acidifikace prostředí depozicí silných kyselin a jejich prekurzorů vrcholící v 80. letech 20. století zasáhla povrchové vody rozsáhlých oblastí střední a severní Evropy a severovýchodu Severní Ameriky. Nevyhnula se ani Šumavě, jedinečnému území představujícímu nejrozsáhlejší zalesněné území střední Evropy s četnými rašeliništi, útočiště mnoha druhů a významnou oblast přirozené akumulace vod. Acidifikované vodní ekosystémy prošly změnami v chemizmu a oživení. Došlo ke změnám početností populací vodních organismů a řada druhů ze šumavských vod zcela vymizela.

Ve své práci se věnuji acidifikaci vod v Národním parku Šumava a faktorům, které ji ovlivňují, příčinám acidifikace i jejím vlivům na chemizmus a biodiverzitu vod.

## 2. Charakteristika oblasti

Oblast Šumavy představuje komplex přirozené a přírodě blízké krajiny, který je jedinečný svou velikostí, diverzitou a přírodním bohatstvím. Oblast byla vždy relativně řídko osídlena, v druhé polovině 20. století došlo k úbytku obyvatel odsunem německého obyvatelstva po 2. světové válce a omezením hospodářských aktivit v prostoru pohraničních pásem. Tak vznikly příznivé podmínky pro vyhlášení velkoplošných chráněných území v budoucnu.

Vyhlášení Národního parku Šumava o rozloze 69000 ha předcházela postupně zřízení jednoho z nejstarších chráněných území ve střední Evropě – Boubínské pralesa (1858), poté několika přírodních rezervací (1933) a nakonec CHKO Šumava (1963), které dnes tvoří ochrannou zónu národního parku. Na opačné straně česko-německé hranice byl založen a (1970) a později rozšířen (1997) Národní park Bavorský les. Od roku 1990 je Šumava zařazena mezi biosférické rezervace UNESCO a její rašeliniště do seznamu Ramsarské úmluvy o ochraně mokřadů. Celé území Národního parku Šumava je zahrnuto do Chráněné oblasti přirozené akumulace vod, která téměř koresponduje s hranicí CHKO Šumava. Jejím cílem je udržení přirozené retenční schopnosti krajiny a možného zdroje pitné vody.

Šumavská krajina byla po staletí ovlivňována lidskou činností. Nejprve sem člověk pronikal za těžbou drahých kovů, zejména zlata z potočních náplavů. Za dobýváním kovů přišla těžba dřeva a zemědělské využití. Tvář šumavské přírody pozměnilo vybudování kanálů pro plavení dřeva (Schwarzenberský, Vchynicko-Tetovský). Velký vliv na stav lesů mělo zejména sklářství rozmáhající se v 16. století. Nárok sklářských hutí na dřevo byl značný a znamenal zásah do skladby i struktury okolního lesa. Lesy byly po těžbě sice obnovovány, ale namísto

původní druhové skladby byly vysazovány smrkové monokultury, které dnes pokrývají velkou část území Šumavy. Se smrkovými monokulturami souvisí i jeden z nejzávažnějších problémů Národního parku – přemnožení lýkožrouta smrkového. Dalším problémem vyvstávajícím ve druhé polovině 20. století je zatížení území kyselými srážkami a jejich následné vlivy – odumírání lesů, acidifikace terestrických i vodních ekosystémů.

## 2.1. Geomorfologie

Šumava patří mezi nejrozsáhlejší a nejstarší pohoří střední Evropy s rozsáhlými relikty vrcholových plošin, ležících v několika úrovních v nadmořské výšce nad 1000 m n.m. a zaujímajících plochu 670 km<sup>2</sup>. Tyto jsou zachovány v její centrální části a nazývají se Šumavské Pláně. Ploché nebo jen mírně zvlněný povrch Šumavských Plání představuje vyzdvižený zbytek starého denudačního reliéfu, který se uchoval v centrální části pohoří, kam dosud nepostoupila zpětná eroze řek a potoků (Chábera, 1979). Nad povrch plání vystupují klenuté kupy nejvyšších vrcholů s výškami přes 1200 m. Pohořím Šumavy probíhá evropské rozvodí mezi Černým a Severním mořem.

V geomorfologickém vývoji Šumavy rozlišujeme dvě základní etapy. Šumava byla vyvrásněna v prvohorách a později, v mladší polovině druhohor, došlo vlivem eroze k zarovnání a snižování. Během terciéru začíná druhá etapa a projevuje se tektonický neklid podmíněný alpínským vrásněním. Jsou vyzdviženy dvě paralelní megaantiklinály tvořící jednak pohraniční pásmo a jednak řetěz vnitřních horských skupin. K detailní modelaci povrchu Šumavy došlo ve čtvrtohorách střídáním glaciálů a interglaciálů. V glaciálech byly vrcholky Šumavy pokryty menšími svahovými ledovci. V této době se vytvořila řada skalních útvarů, kamenná moře a ledovcové kary, které se po oteplení zaplnily vodou a daly vzniknout osmi ledovcovým jezerům – pět z nich je na české straně pohoří, tři v Německu.

## 2.2. Geologie

Horninové podloží a na něm vzniklé půdy předurčují náchylnost území k poškození kyselou depozicí. Území Šumavy budují silně přeměněné horniny a hlubinné vyvřeliny moldanubika, rozsáhlé jednotky krystalinika Českého masivu. Hlubinné vyvřeliny – granitoidy – vznikly krystalizací minerálů z tekutého magmatu utužlého v hlubinách zemské kůry v mladším paleozoiku, v době variských horotvorných pochodů. Granitoidy náleží šumavské větvi moldanubického plutonu, který na území národního parku vystupuje v podobě několika dílčích masivů, jako masiv Prášílsko – Vyderský, Strážný, Plechý (Jindřich, 1998). Metamorfované

horniny vznikly z mořských jílovito-písčitých sedimentů rekrystalizací a prohnětením plastické hmoty vrásovými deformacemi, při vysoké teplotě a tlaku. Takto vzniklé ruly, svory a fylity jsou typické usměrněním minerálů a břidličnatostí. Reakcí žulového magmatu natavením a injikováním do okolních rul vznikaly smíšené horniny – migmatity. Nejméně přeměněné horniny budují západočeské křídlo Šumavy, odkud intenzita přeměny stoupá jihovýchodním směrem do jihočeského křídla Šumavy. Toto rozložení hornin se odráží v reliéfu krajiny. Zatímco odolné granitoidy s migmatity budují šumavské horské pláně v Povydrří a na Kvildsku, méně odolné svory Královského hvozdu vytvářejí krajizu horských hřebenů a hlubokých údolí říční sítě (Jindřich, 1998).

Úpatí svahů, úpady a svahové stupně Šumavy jsou kryty svalovinami – hrubými do různé míry zahliněnými písky s proměnlivým podílem suti. Na chráněných místech v nižších polohách se vyskytují eolické uloženiny. V údolích vodních toků se nacházejí fluvialní uloženiny – pleistocénní písky, stěrky, hlinité písky, jemnozrné okaly v klidných úsecích niv a výplně starých ramen.

Na náhorních pláních i v zamokřených nivách a úpadech se vyvinuly rašeliny. Převažují kyselé typy zastoupené na vrchovištích. Najdeme však i úživnější typy vázané na svahové mokřady podmíněné průsakem minerálně obohacené vody (Ložek, 2001).

Metamorfity i granitoidy a na nich vzniklé půdy představují kyselé substráty s nízkým obsahem účinných dvojmocných bází (Ca, Mg), avšak s přiměřeným podílem draslíku. Právě tyto bazické kationty: zejména vápník  $\text{Ca}^{2+}$  a hořčík  $\text{Mg}^{2+}$ , méně pak draslík  $\text{K}^+$  a sodík  $\text{Na}^+$  obsazují výměnná místa v půdním profilu a jsou schopny po nějakou dobu neutralizovat přísun kyselin z atmosféry. Při této reakci jsou ale nevratně odnášeny z půd do podzemních a povrchových vod, čímž se vyčerpává neutralizační kapacita půd a hornin. Zdrojem bazických kationtů je zvětrávání hornin a jejich celkové množství předurčuje odolnost půd vůči kyselé depozici – čím víc je v půdách bazických kationtů, tím jsou půdy vůči depozici odolnější, protože mohou déle neutralizovat kyselý vstup z atmosféry. Mělké horské půdy na kyselých horninách, kterými metamorfity a granitoidy jsou, pomalu zvětrávají, mají přirozeně málo bazických kationtů v iontově-výměnném komplexu a to snižuje jejich odolnost vůči acidifikaci. Lépe jsou na tom půdy vzniklé na horninách bohatých na bazické kationty – např. vápence, čediče (Hruška a Kopáček, 2005).



### 2.3. Pedologie

Na území NP a CHKO Šumava nacházíme horské podzoly, hnědé lesní půdy – kambizemě, rankery, hydromorfní glejové půdy, organozemě - rašeliništní půdy (Petruš a Neuhäslová, 2001).

Podzoly, vzniklé na svahovinách rul, migmatitů a méně kyselých intruziv, jsou plošně nejvíce zastoupenou skupinou půd, osídlenou společenstvy klimaxových smrčín. Mají silně nenasycený sorpční komplex, tzn. málo bazických kationtů, a vysokou nasycenost Al. Skupinu podzolů doplňují kryptopodzoly (rezivé půdy), na nichž rostou smrkové bučiny a kulturní smrčiny. Kambizemě dystrické (silně kyselé) a typické (kyselé) nalezneme na svahovinách kyselých vyvřelin a metamorfik. Kambizemě pseudoglejové pak na polygenetických hlínách s eolickou a štěrkovitou příměsí. Rankery s vegetací suťových lesů (smrčín nebo bučin) pokrývají mělké výchozy pevných hornin. Glejové půdy vznikly pod vlivem vysoko položené hladiny podzemní vody zejména podél vodních toků a na okrajích rašelinišť. Na glejích rostou nejčastěji podmáčené smrčiny. Na fluviální sedimenty větších toků jsou vázány fluvizemě. Organozemě (histosoly, organosoly) jsou typickým fenoménem Šumavy jak ve formě přechodové rašeliny, tak ve formě rašeliny vrchovištní. Jde o půdy minerálně chudé, silně kyselé, s vysokým obsahem humusu.

### 2.4. Klima

Klima má rovněž vliv na míru acidifikace území. Množství srážek určuje množství acidifikujících látek deponovaných do prostředí a teplota ovlivňuje rozpustnost hliníku ve vodě (viz kapitola 3.3).

Šumava leží v přechodném středoevropském klimatu mírného podnebného pásma. Uplatňují se zde vlivy klimatu oceánského i kontinentálního. V oblasti Šumavy se průměrné roční teploty pohybují v závislosti na nadmořské výšce a to od 6,0°C (750 m n.m.) do 3,0°C (1300 m n.m.). Z tohoto rozdělení se výrazněji vymykají některé inverzní lokality v údolních a lesních enklávách, které jsou v průměru chladnější než odpovídá vertikální stratifikaci. Jedná se především o údolí Vltavy od Horní Vltavice až k Lipnu a enklávy v oblasti Plání (Jezerní slat', Horská Kvilda, slati JZ od Modravy). Počet ledových dnů (s max. teplotou menší nebo rovnou 0°C) dosahuje ve výškách 700 m n.m. asi 40, ve 1200 m n.m. asi 70.

Severovýchodní svahy Šumavy jsou teplejší o 0,5 – 0,8°C. Mají též nižší průměrné srážky (800-900 mm.rok<sup>-1</sup>). Směrem k hlavním hřebenům srážek přibývá, srážkové průměrné

hodnoty zde dosahují 1400 – 1550 mm.rok<sup>-1</sup>. Roční průběh srážek je rozdílný na návětrné a závětrné straně pohoří a celkové množství srážek se zvyšuje s rostoucí nadmořskou výškou.

Souvislá sněhová pokrývka leží v nejvyšších polohách průměrně 120-150 dní a její průměrná výška v únoru, případně březnu dosahuje 60-100 cm. Vlivem alpského fěnu má však Šumava méně sněhu než analogické polohy sudetských pohoří. Vliv sněhu se výrazně projevuje v ledovcových karech (Sofron a kol., 2001).

## 2.5. Hydrologie

Hydrologicky náleží většina území Šumavy k úmoří Severního moře, povodí Labe s hlavními řekami Vltavou a Otavou. Pouze malá část území při státní hranici spadá do povodí Dunaje, který ústí do Černého moře - jedná se o povodí Řezné u Železné Rudy, Malé Řezné u Medvědí hory, povodí Čertovy vody a Červeného potoka u Borových Lad. Dvě největší šumavské řeky pramení v oblasti Šumavských Plání, vyznačujících se množstvím vrchovišť. Řeka Otava odvodňuje západní část NP Šumava. Vzniká soutokem dvou významných toků - Vydry a Křemelné. Významnými zdrojnicemi Vydry jsou Modravský, Roklanský a Filipohuťský potok, zdrojnicemi Křemelné pak Slatinný a Prášilský potok. Řeka Vltava odvádí vody z jihočeské části NP Šumava a pramení jako Černý potok na východním svahu Černé hory. Po soutoku s Vltavským potokem u Borových Lad se stává Teplou Vltavou, která se posléze stéká se Studenou Vltavou. Nejvýznamnějším umělým vodním dílem v území je Lipenská přehrada.

Na celkovém odtoku z povodí Labe se podílí odtok z NP Šumava 4,6 %, přitom plocha povodí NP Šumava činí pouze 1,4 % povodí Labe na území ČR. To dokumentuje význam tohoto území jako zdrojové oblasti. Příznivé klimatické podmínky a přírodní podmínky s množstvím mokřadních a rašelinných ploch ovlivňují příznivě akumulaci vod v území a regulaci jejich odtoku. Celé území Národního parku Šumava je zahrnuto do Chráněné oblasti přirozené akumulace vod.

Specifickým hydrologickým jevem na Šumavě jsou ledovcová jezera, vzniklá v karech vyhloubených horskými ledovci před cca 10000 lety. Jejich stav je výrazně ovlivněn stupněm acidifikace v důsledku kyselé depozice a přírodních poměrů jezer. Z osmi ledovcových jezer ležících v nadmořské výšce mezi 900 a 1100 m se pět z nich nachází na české straně Šumavy - jezero Laka, Prášilské a Plešné na území NP, Černé a Čertovo jezero v CHKO Šumava. Další tři jezera – Rachelsee, Grosser Arbersee a Kleiner Arbersee - se nacházejí na německé straně ([www.npsumava.cz/priroda.php?idc=1043](http://www.npsumava.cz/priroda.php?idc=1043)).

## 2.6. Vegetace

Zonální vegetace je na Šumavě zastoupena třemi stupni: stupeň květnatých bučin, stupeň acidofilních horských bučin a stupeň klimaxových smrčín. Kromě těchto tří základních zonálních vegetačních jednotek se vytvořila celá řada přirozených společenstev či celých ekosystémů klimaticky azonálních, jejichž vznik a vývoj je často podmíněn edaficky, tj. většinou zvýšenou hladinou podzemní vody, zrašeliněním, vysokým obsahem půdního skeletu, utvářením skalního reliéfu atd. Jde zejména o rašeliniště, údolní luhy, podmáčené smrčiny, reliktní bory a bezlesá kamenná moře, suťové smíšené lesy, ekosystémy jezerních karů, vzácné relikty přirozeného, většinou mokřadního a mrazového bezlesí, nelesní pramenišní systémy a ekosystémy stojatých a tekoucích vod ([www.npsumava.cz/priroda.php?idc=1051](http://www.npsumava.cz/priroda.php?idc=1051)).

Vlivem tradičního obhospodařování vznikla druhotná společenstva horských luk, pastvin, vřesovišť atd. Lesy byly narušeny těžbou dřeva a přeměnou původních lesních společenstev na převážně smrkové monokultury. Na území NP Šumava zaujímají lesní komplexy přes 80% celkové plochy území a v současnosti jsou tvořeny z téměř 81% smrkem ačkoli jeho průměrné přirozené zastoupení se zde pohybovalo mezi 30 - 40%. Ve více než 40% původních lesů NP Šumava měl smrk menšinové zastoupení (převládal buk s jedlí, menší měrou se podílel klen, jilm drsný, minoritně byly zastoupeny také třešeň a tis), na další cca třetině plochy původních lesů zaujímaly přimíšené dřeviny kolem 40% (opět převážně buk s jedlí a klenem). Pouze v nejvyšších polohách Šumavy, na cca 25%, převládal smrk.

## 2.7. Lýkožrout smrkový a vliv odlesnění na chemizmus vod

Vlivem působení řady nepříznivých faktorů dochází v NP Šumava k významné redukci lesních porostů. Jedním z faktorů je zvýšený výskyt lýkožrouta smrkového (*Ips tyrophagus*), jehož larvy se vyvíjejí v podkorní vrstvě borky smrků a působí přerušení přívodu živin do horních partií korun.

Lýkožrout je přirozenou součástí původních lesních ekosystémů, v přirozeném lese zastává pozitivní selekční funkci a napadá poškozené či oslabené stromy. V člověkem ovlivněných lesích s pozměněnou druhovou skladbou, kde druhové bohatství klesá na úkor smrku, se lýkožrout stává významným škůdcem (Zatloukal, 1998).

Dispozice šumavských lesů ke kůrovcovým kalamitám mají své historické příčiny (Zatloukal, 1998). Patří mezi ně odlesňování, pastva dobytka v lesích (likvidace hlubokokořenných dřevin – buk, jedle, klen), holosečný způsob hospodaření, ochuzení druhové skladby, zvýšené stavy spárkaté zvěře (v důsledku likvidace velkých šelem – vlk, medvěd, rys),

nadměrný objem těžeb (v souvislosti s vybudováním kanálů k plavení dřeva). V posledních desetiletích se objevují nové faktory zvyšující predispozici lesů ke vzniku kůrovcových kalamit – oslabení porostů imisními vlivy a kyselými srážkami, které poškozují asimilační aparát stromů, způsobují poruchy v koloběhu živin, narušení sorpčního komplexu půd atd.

Ke gradačnímu výskytu lýkožrouta dochází zvláště po větrných, sněhových či mrazových kalamitách, kdy stromy padají a stávají se tak vhodnou potravou pro kůrovce. (Skuhravý, 1997a).

První kůrovcová kalamita lýkožrouta smrkového nastala na Šumavě po velkých větrných smrštích v letech 1866 – 1876. Tehdy nebyl dostatek osiva pro zalesňování z místních zdrojů, a proto bylo osivo dováženo s celého Rakouska-Uherska. Proto se dnes na některých místech Šumavy vyskytují nevhodné provenience smrku náchylnější ke škodlivým činitelům. Ke druhé kalamitě, jež zasáhla různé části republiky, došlo v letech 1945 – 1954. Třetí kalamita, při níž se lýkožrout rozšířil nejvíce právě na Šumavě, začala v roce 1981 a trvá dodnes.

Odumíráním lesů dochází k narušení vodního režimu a látkových toků v oblasti (Skuhravý, 1997b). Dochází rovněž ke změnám chemizmu vody. Srovnání šumavských toků se zalesněným povodím s toky, jejichž povodí byla zasažena kůrovcovou kalamitou, ukazuje na rozdíly ve fyzikálních i chemických parametrech vody (Růžičková a kol., 2004, Kodrová a Růžičková, 2005).

Odlesnění vede ke zvýšení konduktivity, zvýšení koncentrace kationtů (zejména K, Ca, Mg) poklesu pH, poklesu koncentrace sulfátů  $\text{SO}_4^{2-}$ , zvýšení koncentrace dusičnanů  $\text{NO}_3^-$  a celkového množství aniontů ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  v důsledku zvýšení koncentrace dusičnanů, které mají na celkovém množství aniontů největší podíl). Odlesnění narušuje cykly biogenních prvků, zvláště pak dusičnanů, které v oblasti Šumavy přispívají k acidifikaci více než sulfáty. Zvýšená koncentrace dusičnanů jako důsledek zhoršeného stavu lesních porostů a následné mineralizace organických látek byla zjištěna i v Prášílském jezeře (Veselý, 1996).

### 3. Acidifikace

Česká republika je od poloviny 20. století ovlivňována depozicí „kyselých“ látek, sloučenin síry a dusíku, způsobujících okyselování půd a tam, kde nestačila neutralizační kapacita půd, došlo k acidifikaci povrchových vod. Jedná se zejména o horské oblasti, kde je jednak vysoká kyselá zátěž v důsledku většího množství srážek, kde jsou půdy méně mocné a podloží tvoří špatně zvětrávající kyselé horniny. Patří sem i oblast Šumavy, kde kyselá atmosférická depozice ovlivnila chemizmus a ekosystémy vod.

### 3.1. Acidifikující látky a jejich depozice

Sloučeniny síry a dusíku se na zemský povrch dostávají dvěma mechanismy. Prvním je mokrá depozice - tzv. „kyselý déšť“, druhým je suchá depozice. Ta se uplatňuje v oblastech s vysokými koncentracemi oxidu siřičitého  $\text{SO}_2$  a oxidů dusíku  $\text{NO}_x$  v ovzduší. Při suché depozici se plyny a aerosol z atmosféry zachycují na povrchu vegetace, tam se reakcí přemění na kyseliny a ty jsou při nejbližším dešti opláchnuty do půdy. Nejefektivnější jsou v tomto směru porosty jehličnanů, protože mají ve srovnání s listnatými stromy větší specifický povrch a navíc mají jehličí po celý rok. Suchá depozice síry tvoří na území České republiky zhruba 50 – 70 % celkové hodnoty depozice. U dusíku tvoří suchá depozice zhruba 10 – 50 % celkové depozice. Význam suché depozice se snižuje s rostoucí čistotou ovzduší.

Na kyselou mokrou depozici se nejvíce podílejí kyselina sírová a dusičná. Obě vznikají chemickými a fotochemickými reakcemi v atmosféře z oxidu siřičitého ( $\text{SO}_2$ ) a oxidů dusíku ( $\text{NO}_x$ ). Hlavním zdrojem  $\text{SO}_2$  je spalování fosilních paliv, především hnědého uhlí. Zdrojem emisí  $\text{NO}_x$  (oxid dusnatý  $\text{NO}$  a oxid dusičitý  $\text{NO}_2$ ) je rovněž spalování fosilních paliv, zejména v automobilové a letecké dopravě. S jejich vznikem je spojeno jakékoli spalování, při kterém  $\text{NO}_x$  vznikají oxidací dusíku ze vzduchu. Depozice síry a dusíku na území ČR za rok 2005 je zobrazena v přílohách Obr.1 a Obr. 2, vývoj depozic v předcházejících deseti letech pak na Obr.3.

S atmosférickou depozicí na zemský povrch nedopadají jen kyselina sírová a dusičná, ale především jejich soli. Nejdůležitější z nich jsou síran a dusičnan amonný. Obě tyto soli vznikají reakcí kyselin s plynným amoniakem ( $\text{NH}_3$ ). Protože je  $\text{NH}_3$  schopen vázat  $\text{H}^+$  tím, že se společně mění na amonný ion ( $\text{NH}_4^+$ ), jeho přítomnost v atmosféře významně snižuje kyselost srážek. Po dopadu na zemský povrch však  $\text{NH}_4^+$  významně přispívá k okyselení půd a vody. Důvod spočívá v komplexu biochemických přeměn  $\text{NH}_4^+$ . Při asimilaci odčerpává vegetace z půdních roztoků ionty  $\text{NH}_4^+$ , které zabudovává do nové biomasy a nahrazuje je ionty  $\text{H}^+$  v poměru 1:1. Při nitrifikaci (bakteriemi využívajícími  $\text{NH}_4^+$ ) se za každý spotřebovaný ion  $\text{NH}_4^+$  do prostředí uvolňují dokonce  $2\text{H}^+$  ionty. Tyto  $\text{H}^+$  mají původ ve fyziologických pochodech rostlin a uvolňují se téměř za všech podmínek. Proto atmosférická depozice  $\text{NH}_4^+$  významně přispívá k okyselování půd (Hruška a Kopáček, 2005).

Zdrojem emisí amoniaku je rozklad organických dusíkatých látek. Na antropogenních emisích se nejvíce podílí chov zvířat, hnojení zemědělských půd, méně pak odpadní vody, průmyslová výroba hnojiv a spalování fosilních paliv.

### 3.2. Bazické kationty

Acidifikace není jen záležitostí sloučenin síry a dusíku, ale mění se při ní i koncentrace dalších prvků v prostředí - bazických kationtů a kovů, z nichž je nejvýznamnější níže zmíněný hliník. Kyseliny, jež se do půdy a vody dostávají kyselým deštěm, vyplavují z půdy bazické kationty,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  a  $\text{Na}^+$ , které jsou schopny neutralizovat přísun kyselin z atmosféry a tudíž jsou důležité pro udržení vyvážené hodnoty půdní kyselosti. Zdrojem bazických kationtů je zvětrávání hornin. Odolnost povodí vůči kyselé depozici určuje několik faktorů: rychlost zvětrávání, množství zvětrávajících silikátů a jílových minerálů, obsah bazických kationtů v horninách, stupeň asociace záporně nabitých jílových částic v půdě a sedimentech s bazickými kationty nebo  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{Al}^{3+}$ , které si vyměňují místa s  $\text{H}^+$ , a mocnost půd v povodí. Množství aniontů silných kyselin deponovaných do prostředí odpovídá množství uvolňovaných bazických kationtů z iontové výměnného komplexu (Kalff, 2002).

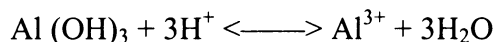
V lesích závisí obsah bazických kationů na způsobu hospodaření. Stromy bazické kationy přijímají a následně fixují v organické hmotě. V pěstovaných smrkových lesích se těžbou a odvozem dřeva z lesa narušuje přirozený koloběh prvků – bazické kationy se nemohou po odumření stromu navrátit zpět do půdy a snižuje se tak neutralizační kapacita lesa (Hruška a kol., 1996).

Když pH klesne pod 4,5-4,7, organické kyseliny, které při vyšších pH sloužily jako přirozený zdroj  $\text{H}^+$ , začnou působit proti acidifikaci. Podobně, oxidy hliníku uvolněné do vody se při snižujícím se pH rozpouštějí a také začínají neutralizovat přísun kyselých aniontů (Kalff, 2002).

### 3.3. Hliník

Hliník se v horninách a půdách běžně vyskytuje (dokonce je to druhý nejčetnější prvek v zemské kůře). Při zvětrávání se uvolňují silikáty hliníku a následně oxidy a hydroxidy (např. gibsit  $[\text{Al}(\text{OH})_3]$ ). Při neutrálním pH jsou oxidy i polymery hydroxidů hliníku velmi málo rozpustné a při rozpouštění jsou neutralizovány vytvářením komplexů s organickými látkami, fluoridy a sulfáty. Rozpustnost sloučenin hliníku se zvyšuje při poklesu pH pod 5,5. Hliník je uvolňován jako nestabilní monomerní frakce ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ) doprovázená

anorganickými komplexy. V tomto stavu je hliník pro organismy toxický (Kalff, 2002). Toxicita hliníku a jeho vliv na organismy je podrobněji popsána v kapitole 5.3. Zjednodušeně se rozpouštění hliníku dá vyjádřit rovnicí:



Rozpustnost hliníku je ovlivňována množstvím organického materiálu rozpuštěného ve vodě (DOM), který tvoří s hliníkem stabilní a netoxické komplexy. Se snižujícím se pH a množstvím DOM se zvyšuje množství reaktivního hliníku. Rozpustnost hliníku ovlivňuje také teplota. Studie čtyř acidifikovaných ledovcových jezer na Šumavě (Veselý a Majer, 2003) prokázala vliv klimatu na koncentrace Al ve vodách. Zvýšení průměrné roční teploty vzduchu v letech 1985-2001 totiž souvisí s poklesem koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  a vysvětluje tak 11-13 % poklesu koncentrací hliníku ve studovaných jezerech. Při vyšší teplotě dochází k menší mobilizaci Al v půdách a vyššímu srážení Al v jezerech.

### 3.4. Průhlednost vod

V souvislosti s acidifikací je třeba zmínit se i o jednom z fyzikálních parametrů vod - průhlednosti. Průhlednost se s acidifikací vod zvyšuje díky zvýšené koagulaci DOM, reakcemi DOM s hliníkem, odbarvováním a oxidací barevného organického materiálu. Zvyšující se průhlednost má širokou škálu důsledků: zvyšuje pronikání světelné energie a UV záření do hlubších vrstev vody, zvyšuje hloubku termokliny a eufotické vrstvy, čímž se mění prostředí organismů. Proto byl v průhlednějších acidifikovaných vodách jezer pozorován nárůst biomasy bentických zelených řas (Kalff, 2002).

### 3.5. Vývoj emisí acidifikujících látek v ČR

Kolem roku 1850 byly emise  $\text{SO}_2$  na historickém území Čech nízké (kolem  $18 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ ) a pocházely zejména ze spalování dřeva a pražení rud. Do roku 1950 vzrostly přibližně na  $100 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ . K prudkému zvratu ve vývoji emisí došlo s rozvojem těžkého průmyslu a energetické spotřeby primárně založené na spalování hnědého uhlí v poválečném období, kdy se úroveň emisí  $\text{SO}_2$  více než ztrojnásobila během následujících 30 let a dosáhla maximálních hodnot v první polovině 80. let ( $390 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ ). V důsledku politických a ekonomických změn docházelo v letech 1985-2000 k poklesu emisí každým rokem o  $21 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$  (Kopáček a Veselý, 2005, Hruška a Kopáček, 2005). Mezi tyto změny patří restrukturalizace

průmyslu, pokles energetické spotřeby počátkem 90. let 20. století, nová legislativa v oblasti životního prostředí, později i legislativa Evropské unie. V roce 1992 ČEZ, a.s., hlavní producent elektrické energie v České republice, zahájil program odsíření a modernizace elektráren. Současně probíhaly změny ve spotřebě paliv (např. nižší spotřeba lignitu) a přechod obcí z topení hnědým uhlím a lignitem na plynové vytápění domácností (Hůnová a kol., 2004). Emise SO<sub>2</sub> tak poklesly na úroveň ze začátku 20. století. Snížila se atmosférická depozice síry a změnil se tak i poměr sulfátů a dusičnanů v atmosférických srážkách ve prospěch dusičnanů.

Emise NO<sub>x</sub> stouply mezi lety 1850 a 1950 poměrně pomalu z 4 na 50 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup> a pak každoročně rostly průměrně o 4 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>, až dosáhly hodnoty 180 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup> v 80. letech (Kopáček a Veselý, 2005). Od roku 1989 emise NO<sub>x</sub> poklesly v důsledku nižší energetické produkce a optimalizace spalovacích režimů ve velkých stacionárních zdrojích znečištění. Na rozdíl od SO<sub>2</sub>, se z počátku velmi razantní pokles emisí NO<sub>x</sub> zpomalil v polovině 90. let a postupně zastavil z důvodu prudkého rozvoje automobilové dopravy. Současná úroveň emisí NO<sub>x</sub> na našem území je přibližně o 50% nižší než její maximum v 80. letech a odpovídá situaci z přelomu 50. a 60. let 20. století (Hruška a Kopáček, 2005).

Emise NH<sub>3</sub>, jejichž zdrojem je hlavně zemědělská produkce, se vyvíjely odlišně od SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> a byly relativně vysoké již v 19. století. V letech 1850 – 1950 mírně stouply až na 50 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup> a roku 1980 dosáhly 80 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>. Růst emisí byl spojen s rostoucí živočišnou výrobou a užíváním průmyslových hnojiv. Mezi lety 1985 a 1999 emise poklesly o 50-60% v důsledku restrukturalizace zemědělství a vrátily se na hodnoty typické pro období před 150 lety (42-44 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>).

Historický vývoj emisí v ČR je zřejmý z Obr. 4 v přílohách.

### 3.6. Depozice acidifikujících látek na Šumavě

Depozice v oblasti Šumavy koreluje s vývojem emisí. Stejně jako emise byla do roku 1950 depozice síry relativně stabilní, v letech 1950-1980 se zvýšila přibližně 3-4 krát a dosáhla maxima počátkem 80 let (140 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>). Dnes je depozice o 80% nižší a dosahuje hodnot ze 30. let. Vývoj depozice síry na Šumavě je vidět na Obr. 5 v přílohách. Ve 30. letech se poměr výdeje a přísunu síry S<sub>out</sub> : S<sub>in</sub> pohyboval mezi 0,5 a 1 a probíhala tedy mírná akumulace síry v půdách. Zvýšením depozice síry se zvýšila i její akumulace. Navzdory vysoké depozici byl i v 80. letech poměr S<sub>out</sub> : S<sub>in</sub> menší než 1. V 90. letech depozice síry poklesla o 80% a v povodích ledovcových jezer výdej síry překročil její přísun. Povodí jezer se tak stala zdroji síry (uvolňují 15-31 mmol m<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>), což oddaluje jejich zotavení z acidifikace až o několik desetiletí. Odhad



trvání vyplavování síry z povodí je 84 let u Černého a 26 let u Čertova jezera (Kopáček a kol., 2001).

Narozdíl od ledovcových jezer je většina povrchových vod Šumavy chráněna před acidifikací velkou adsorpcí síranů v půdách. Důvodem je síranová adsorpční kapacita půd zajišťovaná oxidy železa a hliníku, vzniklými při pedogenezi oxidací matečné horniny.  $\text{SO}_4^{2-}$  z atmosférické depozice se navážou na jejich povrch a nepostupují dále do podzemních a povrchových vod, dokud se adsorpční kapacita nevyčerpá. Nejvyšší síranové adsorpční kapacity mají půdy vyvinuté na metamorfovaných horninách (pararuly, migmatity), nejnižší na vyvřelých kyselých horninách (granitoidy). Ve většině horských oblastí ČR tvořených vyvřelými horninami (Jizerské hory, Krušné hory, Slavkovský Les) je relativně nízká sorpční kapacita půd vyčerpána a v těchto oblastech jsou povrchové vody do různé míry poškozeny acidifikací. Díky přítomnosti metamorfik v šumavském podloží jsou koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  ve vodách poměrně nízké, přestože atmosférická depozice síry na Šumavě není odlišná od ostatních částí republiky.

V povodích šumavských ledovcových jezer k vyčerpání kapacity půd došlo a jezera jsou po desetiletí výrazně okyselená. Ledovcové kary mají totiž extrémně nízkou mocnost půd, jež nemají prakticky žádnou síranovou adsorpční kapacitu (Hruška a Majer, 1996).

Depozice dusíku výrazně stoupla v letech 1950-1980 na  $160 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ , došlo k saturaci ekosystémů vrcholových částí Šumavy dusíkem, při níž příjem dusíku dlouhodobě překročí jeho celkovou spotřebu ekosystémem a vzrůstá tak jeho odnos především ve formě dusičnanů (Hruška a Kopáček, 2005). Vývoj depozic dusičnanů na Šumavě je znázorněn na Obr. 6 v přílohách. Do roku 1980 se zvýšil výdej dusíku ekosystémy v nejvyšších polohách na  $120 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ . Retence dusíku poklesla a na některých místech dosáhla nuly. V povodí Černého jezera byla koncem 80. let dokonce negativní a jeho půdy se tak pravděpodobně staly zdrojem dusičnanů. Přesto v celém ekosystému povodí a jezera poměr  $N_{\text{out}} : N_{\text{in}}$  zůstával menší než 1, zvláště díky zvýšené retenci dusíku v jezeře. V 90. letech výdej postupně klesal. V porovnání se sírou, poměr výdeje a přísunu dusíku  $N_{\text{out}} : N_{\text{in}}$  sledoval změny depozice a po snížení depozice nikdy nepřesáhl 1 (Kopáček a kol., 2001).

Závěrem této kapitoly je třeba říci, že přestože přímý vliv imisního zatížení poklesl, nepřímý vliv – vliv na ekosystémy přes pedosféru, kde došlo ke kumulaci škodlivin – bude trvat řadu let (Hruška a Cienciala, 2002).

## 4. Chemizmus povrchových vod v NP Šumava

### 4.1. Chemizmus tekoucích vod

Česká geologická služba provedla v období 1984-1996 mapování složení tekoucích povrchových vod na celém území ČR. Další průzkum složení povrchových vod v NP Šumava byl proveden v letech 2003-2004 (Majer a Veselý, 2005).

Srovnání s ostatními oblastmi ČR ukázalo, že tekoucí vody Šumavy mají nízký obsah iontů, což souvisí s geologií Šumavy a minimálním osídlením. Koncentrace hlavních iontů ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) jsou méně než desetinné oproti celostátnímu průměru, koncentrace Na a K přibližně pětinné. Nízké jsou i koncentrace chloridů, jejichž množství ve vodách zvyšuje osídlení.

Střední hodnota pH na Šumavě je menší než 7, 11% vzorků mělo při výzkumu 2003-2004 pH menší než 5,6. Tyto vzorky pocházely z oblastí, kde je geologické podloží tvořeno kyselými horninami, zejména granity. Nejvyšší aciditou se toky vyznačují v jarním období tání sněhu. Dále platí, že povrchové vody ve vyšších nadmořských výškách jsou kyselější a obsahují méně iontů z důvodů vyšší srážkové činnosti, nižšího podílu vody neutralizované kontaktem s horninou a menší mocnosti půdního profilu. Toky nejvyšších poloh příhraničí - např. Roklanský, Modravský potok (povodí Vydry) odvodňující rozsáhlé komplexy rašelinišť a Jezerní potok (povodí Křemelné v oblasti Prášílska) s nejmenší plochou povodí - se vyznačují nejnižšími hodnotami pH (Růžičková, 1998). V Roklanském a Modravském potoce klesá pH v jarním období až pod hodnotu 4,5 (Fricová, 2005). Oproti tomu Křemelná, Slatinný potok (povodí Křemelné), Hamerský a Hrádecký potok (oba povodí v povodí Vydry) mají nejvyšší hodnoty pH a současně i vysoké hodnoty vodivosti a koncentrací bazických iontů (Růžičková, 1998, Piskáčková, 2000). Obr. 7 v přílohách dokládá, že snížením hodnot pH trpí oblast Třístoličníku, okolí Plešného jezera a území ležící severně od nich až k Teplé Vltavě. Druhou oblastí náchylnou k acidifikaci je část povodí Prášílského potoka, okolí Prolomu a Poledníku, kde byly pozorovány zvláště nízké obsahy bazických kationtů (viz Obr. 8 v přílohách). Nízké koncentrace bazických kationtů jsou také ve vodách oblasti modravských slatí (Modravský potok a další), ale proti jejich antropogenní acidifikaci zde přirozeně působí zvýšené obsahy rozpuštěných organických látek (DOM) (Majer a Veselý, 2005).

Koncentrace síranů v šumavských tocích (znázorněné na Obr. 9 v přílohách) jsou nízké (Kodrová a Růžičková, 2005, Majer a Veselý, 2005), protože v jejich povodích nebyla nikdy vyčerpána síranová adsorpční kapacita půd (Hruška a Majer, 1996). Výrazný pokles emisí (Kopáček a Veselý, 2005) a depozice síry se projevil v jezerech a tocích v oblasti modravských

slatí, tedy ve vodách nejvíce závislých na složení srážkových vod. V tocích byl pozorován pokles koncentrace dusičnanů v důsledku poklesu emisí dusíkatých látek a růstu spotřeby dusíku vegetací po poklesu acidifikačního stresu v povodích (Veselý a kol., 1998). Naproti tomu vyšší koncentrace  $\text{NO}_3^-$  byly nalezeny v tocích jihozápadně od Modravy (Luzenský, Březnický, Modravský, Roklanský potok), kde v důsledku poškození lesů lýkožroutem smrkovým poklesla spotřeba dusíku vegetací (Kodrová a Růžicková, 2005, Majer a Veselý, 2005). Daleko nejvyšší koncentrace dusičnanů a jedny z nejvyšších koncentrací draslíku jsou v Modravském potoce u Březníku, kde bylo v polovině 90. let zasažení kůrovcovou kalamitou nejvýraznější (Piskáčková, 2000). Koncentrace dusičnanů v povrchových vodách jsou na Obr. 10 v přílohách.

Nadbytek kyselých aniontů a nedostatek bazických iontů vyvolává rozpouštění toxického hliníku. Zvýšené obsahy Al byly pozorovány v jihovýchodní části NP (viz Obr. 11 v přílohách). Acidobazická reakce ovlivňuje i koncentrace většiny stopových prvků, především Cd, Mn, Zn a Be. Pouze koncentrace Cd a Be převyšují celostátní průměr. Vyšší obsahy Cd se vyskytují v acidifikované jihovýchodní části NP, Be se ve větší míře vyskytuje v oblastech s podlozím tvořeném hrubozrnnými granity s obsahem Be (okolí Třístoličnicku, Strážného). Zvýšené obsahy As jsou v okolí Hartmanic, Kašperských hor a Horské Kvildy, kde jsou spojeny s oxidací arsenopyritu v podloží (Majer a Veselý, 2005).

## 4.2. Chemizmus ledovcových jezer

Pleistocenní ledovce vyhloubily v oblasti Šumavy před více než 10000 lety osm malých ledovcových jezer ve výšce 900-1100 m. Pět z nich je v české části pohoří a představují jediná přírodní jezera v České republice – Černé (CN), Čertovo (CT), Plešné (PL), Prášílské (PR) a Laka (LA) – a tři v bavorské části – Rachelsee (RA), Grosser Arbersee (GA) a Kleiner Arbersee (KA). Plocha jezer se pohybuje mezi 2,8-18,4 ha a objem mezi  $0,04-2,88 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ . V jejich malých povodích jsou horniny a mělké půdy citlivé k acidifikaci a převážně smrkové lesy s příměsí buku a jedle. Geologické podloží povodí Černého, Čertova a Prášílského jezera tvoří svory s obsahy  $\text{MgO} > \text{CaO}$ , místy se vyskytují kvarcity. Granity, obsahující naopak relativně více CaO, tvoří povodí Plešného jezera a část povodí jezera Laka. Koncentrace látek v jezerech ovlivňuje řada faktorů zmíněných již v kapitole 2.: intenzita srážek, složení srážkových vod, čistota ovzduší, typ hornin a půd, intenzita zvětrávání a evapotranspirace (Veselý, 1996).

První hydrobiologický průzkum jezer byl proveden A. Fričem před více než 130 lety. Atmosférická acidifikace byla pozorována od počátku 60. let 20. století. a vrcholu dosáhla

koncem 70. a v první polovině 80. let. Od konce 80. let je pozorován pokles kyselých deponí a později i zotavování se jezer z acidifikace.

První zřejmé dlouhodobé změny v kvalitě vody jezer byly zaznamenány v barvě a průhlednosti. Před sto lety měla šumavská jezera humózní tmavě hnědou barvu. Názvy dvou jezer pocházejí od jejich černé barvy – Černé jezero a také Plešné jezero bylo místními obyvateli nazýváno jako „Černé“. Během atmosférické acidifikace se u některých jezer (zejména u CN, CT, RA a GA) zvýšila průhlednost a změnila barva vody na namodralou. Tyto změny poukazují na redukci množství barevného organického materiálu jako důsledek acidifikace. Dnes mají jezera opět nahnědlou barvu, až na Rachelsee, které je stále čisté a modré (Vrba a kol., 2000).

Studie chemizmu vod z roku 1937 uvádí, že pH jezera Laka bylo 6,6-7,2 a Černého jezera 6,3-7,0. Podle studií ze začátku šedesátých let už měla šumavská jezera pH 5,0-6,2, byla tedy acidifikována. O dvacet let později bylo již Černé jezero silně acidifikováno, jeho pH se pohybovalo mezi 4,2-4,5. Při vrcholu acidifikace na přelomu 70. a 80. let mělo nejvyšší pH (vyšší než 5) i kyselinovou neutralizační kapacitu (pozitivní) jezero Laka, pravděpodobně díky poměrně velké ploše povodí s vyvinutějšími půdami a vyšší síranovou adsorpční kapacitou půd (Veselý, 1996, Vrba a kol., 2000).

Koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{NO}_3^-$  v jezerech odpovídaly množství emisí  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_x$ . V 80. letech se staly hlavními anionty ve vodách a negativní hodnoty kyselých neutralizační kapacity (KNK) ukazovaly na vyčerpání uhličitanového pufracího systému. Od poloviny 80. let poklesly koncentrace síranů v jezerech o 80 % a koncentrace dusičnanů o 40 % (Veselý a kol., 1998). Také se snížilo uvolňování  $\text{NO}_3^-$  z povodí jezer saturovaných dusíkem. Tento jev ovšem nebyl pozorován u Prášílského jezera a Rachelsee, kde koncentrace dusičnanů stále zvýšené. Kůrovec a vichřice způsobily v jejich povodích poškození lesních porostů a s ním snížený příjem dusíku vegetací a zvýšenou mineralizaci organických látek (Veselý a kol., 1998). Černé jezero má z přítoků nejvyšší přísun kyselých vody (nejnižší pH a KNK), zatímco Plešné jezero má nejvyšší přísun Al,  $\text{SO}_4^{2-}$  a DOC (Kopáček a Hejzlar, 1998). Na druhou stranu, zvýšená spotřeba  $\text{NO}_3^-$  planktonem přispívá k významnému odčerpávání dusičnanů v epilimniu Plešného jezera (Vrba a kol., 2000). Pokles koncentrací hliníku v jezerech, jež má zásadní význam pro oživení jezer (viz kapitola 7.1.), za posledních 20 let umožňuje zotavení se jezer z acidifikace.

Dnes se dají jezera rozdělit na silně acidifikovaná (CN, CT, PL a RA) s  $\text{pH} < 4,6$  a vyčerpaným uhličitanovým pufracím systémem, středně acidifikovaná (PR a KA) s  $\text{pH} > 4,8$  a rovněž vyčerpaným pufracím systémem a slabě acidifikovaná (LA, GA) s  $\text{pH} > 5,5$  s pozitivní KNK (Vrba a kol., 2000, Vrba a kol., 2003).



## 5. Vliv acidifikace na vodní organismy

Acidifikace vod zasahuje organismy na všech trofických úrovních. Citlivost organismů a jejich vývojových stádií vůči acidifikaci je rozdílná. V acidifikovaných ekosystémech se snižuje počet druhů a potravní řetězce se stávají jednoduššími, ačkoli biomasa společenstva může zůstat nezměněná. Některé z efektů jsou výsledkem ztráty citlivé kořisti nebo predátora (Kalff, 2002).

Z hlediska vlivu na organismy jsou za nejvýznamnější prvky v kyselé vodě považovány vodíkové (pH), hliníkové a vápenaté ionty. Různé formy reaktivního hliníku se liší mírou toxicity. Hliník a vodíkové ionty navíc mohou v závislosti na podmínkách působit synergicky i antagonisticky. Stanovení efektů acidity a hliníku na biotu komplikují ještě další faktory: koncentrace jiných kovů, změny v obsahu organických látek DOM (organické kyseliny mohou neutralizovat toxicitu hliníku), množství potravy, kompetice o zdroje a další mezidruhové vztahy, schopnost organismů ovlivnit mikroklima na povrchu jejich těl a schopnost zachytit změny pH a přesunout se do příznivějšího prostředí (Havas a Rosseland, 1995).

### 5.1. Fyziologická odpověď organismů na acidifikaci

U ryb a dalších organismů dýchajících ve vodě jsou prvotně postiženými orgány v acidifikovaném prostředí žábry a smyslové orgány.

Smyslové orgány na povrchu těla, jako čichový a chuťový orgán, nejsou chráněny žádnou bariérou a tudíž jsou citlivé vůči znečištění. Toxická látka může poškodit chemosensorické funkce rušením chemických signálů nebo způsobit přímé morfologické a fyziologické poškození receptorů. To vede ke změnám v chování - únikových reakcích, sociálních vztazích (např. reprodukce), teritorialitě atd.

Žábry vodních organismů jsou důležitými orgány pro respiraci, iontovou regulaci, osmoregulaci, acidobazickou rovnováhu a exkreci dusíkatých odpadních látek. Proto jsou fyziologickými reakcemi na poškození žáber kolaps iontové regulace a osmoregulace, acidobazické rovnováhy, selhání dýchání a oběhového systému. Toxické látky způsobují strukturální změny žáber i změny v biochemických a fyziologických procesech. Při kontaktu žáber s toxickou látkou je první odpovědí zvýšená sekrece slizu sloužícího k ochraně buněk epitelu a prevenci vstupu látky do organismu. Hlavním cílem efektu  $Al$  a  $H^+$  jsou chloridové buňky (Havas a Rosseland, 1995).

## 5.2. Vliv vodíkových iontů

Podstatou akutní toxicity vodíkových kationtů v kyselých vodách jsou ztráty vápníku z důležitých vazebných míst v epitelu žáber, což vede k snížené schopnosti žáber kontrolovat propustnost membrán, k poruchám v přenosech iontů přes membrány a ke ztrátě iontů, zejména  $\text{Na}^+$  a  $\text{Cl}^-$ . Vodíkové kationy rovněž způsobují acidózu krve. Extrémně kyselá voda vyvolává srážení mezibuněčného sekretu na žábrách, hypoxii a vážné poškození žáber (Havas a Rosseland, 1995).

## 5.3. Vliv hliníku

Reaktivní hliník (monomerní frakce  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ) je v kyselých vodách považován za hlavní toxickou látku. Mezi důsledky expozice patří poruchy dýchání (kvůli srážení mezibuněčného sekretu, srážení Al a snížené propustnosti membrán), poruchy osmoregulace a iontové regulace (kvůli zvýšeným ztrátám  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  způsobených navázáním Al na povrch žáber), poruchy oběhového systému charakterizovaného vysokým hematokrytem, sníženým obsahem krevní plazmy, zvětšením erytrocytů a zvýšenou krevní viskozitou.

K navázání kationtu Al na povrch žáber dochází proto, že důležitou biochemickou vlastností žaberního epitelu je jeho záporný náboj, přesněji řečeno záporné náboje glykoproteidů a kyseliny křemičité v sekretu, fosfátových skupin v membránových fosfolipidech, karboxylových skupin membránových proteinů a vazebných skupin transportních proteinů (Havas a Rosseland, 1995).

## 5.4. Další vlivy

Nízké pH a zvýšené koncentrace Al způsobují změny v hladinách hormonů, snížení metabolické aktivity, růstu a rozmnožovací schopnosti a změny v dostupnosti fosforu pro planktonní organismy.

Hormony prolaktin a kortisol jsou ovlivňovány kyselostí vody. Prolaktin snižuje transport iontů a zvyšuje produkci sekretu, zatímco kortisol stimuluje buněčnou proliferaci a diferenciaci v epitelu žáber a zvyšuje aktivitu Na-K-ATPasy. U ryb exponovaných nízkému pH a rozpuštěnému hliníku se množství prolaktinu v plazmě zvýší. Dlouhodobě se zvýší i hladina kortisolu, která má negativní vliv na imunitní systém.

Dlouhodobé průzkumy ukázaly, že přítomnost Al ve vodě vede ke snížení metabolické aktivity a růstu. Ztráty vápníku z krevní plazmy rybích samic pak k neschopnosti vyprodukovat

životaschopná vajíčka. Nízké pH okolní vody navíc způsobuje prodloužení vývoje vajíčka a menší úspěšnost líhnutí (Havas a Rosseland, 1995).

Rozpuštěný hliník snižuje dostupnost fosforu pro planktonní organismy: partikulovaný Al inaktivuje částice fosforu a iontové formy Al inhibují extracelulární fosfatázy organismů (Vrba a kol., 2006). Vzhledem k tomu, že fosfor je ve vodních ekosystémech limitující živinou, hliník v nich silně ovlivňuje množství a složení planktonu.

## 6. Působení acidifikace na jednotlivé skupiny vodních organismů

### 6.1. Bakterie a houby

Acidifikace pravděpodobně nemá na planktonní heterotrofní bakterie, na rozdíl od jiných organismů, žádný významnější vliv. Proto například v acidifikovaných šumavských jezerech s redukovanou biodiverzitou a nepřítomností vyšších trofických úrovní mají heterotrofní mikroorganismy největší podíl na planktonní biomase (Vrba a kol., 2003). Oproti tomu množství hub (Fungi), jež jsou spolu s bezobratlými drtiči (shredders) a bakteriemi hlavními rozkradači organického materiálu, se s acidifikací vody a obsahem Al snižuje (Baudoin a kol., 2005). Listy a další organický materiál jsou proto v acidifikovaných vodách pomaleji rozkládány, čímž je oddáleno využití rozloženého materiálu dalšími organismy.

### 6.2. Makrofyta

Mnoho druhů makrofyt je vůči acidifikaci resistantní. V některých oblastech bylo při poklesu pH zjištěno nahrazování rostlin typických pro neacidifikovaná jezera rašeliníky (*Sphagnum* sp.) (Kalff, 2002). Mánek, 1998, ve své práci zkoumající vegetaci šumavských toků uvádí, že na druhovou bohatost tekoucích vod mají pozitivní vliv rostoucí hodnoty pH, koncentrace fosfátů, dusičnanů a vápenatých iontů. Negativní vliv mají pak koncentrace huminových látek a amonných iontů (obojí typické pro rašeliniště).

### 6.3. Bentické řasy

V mělkých vodách při březích acidifikovaných jezer byl pozorován nárůst vláknitých zelených řas na povrchu litorálního sedimentu. Příčinami jsou pravděpodobně: pokles množství bezobratlých živočichů, kteří se řasami živí (škrabači - grazers), schopnost bentických řas přizpůsobit se nízké koncentraci anorganického uhlíku potřebného pro fotosyntézu a větší

množství fotosyntetického záření pronikajícího do vody, která má díky acidifikaci větší průhlednost (Kalff, 2002).

#### 6.4. Fytoplankton

Při acidifikaci dochází k redukci počtu druhů fytoplanktonu. Chrysophyceae a rozsivky (Bacillariophyceae) dominující v oligotrofních jezerech mírného pásu jsou nahrazovány Dinoflagelaty (Dinophyceae) (Kalff, 2002). Ve všech šumavských jezerech krom Plešného jsou dominantní Dinophyceae (*Peridinium umbolatum*, *Gymnodinium uberrinum*) a Chrysophyceae (*Dinobryon* spp.) (Nedbalová a kol., 2006).

#### 6.5. Zooplankton

Druhové bohatství korýšů (Crustacea) a vířníků (Rotatoria) v acidifikovaných vodách klesá a dominantními se stávají menší druhy. Tento fakt neodpovídá očekávání, že při ztrátě zooplanktonožravých ryb, které dávají přednost většímu zooplanktonu, by měly být dominantní větší druhy. Počet larev koreter (*Chaoborus* sp.), jež jsou vůči acidifikaci méně citlivé a živí se středně velkým zooplanktonem, se při acidifikaci a absenci rybích predátorů typicky zvýší (Kalff, 2002).

#### 6.6. Zoobentos

Mezi benthickými korýši a měkkýši je řada druhů citlivých k nízkému pH. Korýš *Gammarus lacustris* (Amphipoda) mizí při pH nižším než 6. Amphipoda, Malacostraca (rakovci) a další bentičtí bezobratlí mají v kyselé vodě problémy s tvorbou exoskeletonu. Plži (Gastropoda) mizí, když pH klesne pod 5 a ve vodě není k dispozici téměř žádný  $\text{CaCO}_3$  pro tvorbu ulit. Oproti tomu beruška vodní *Asellus aquaticus* přežívá v norských jezerech při pH 4,7-5,2 a mizí až při pH 4,2. Co se týče larev hmyzu, mezi acidotolerantní patří *Chironomus* sp., Simuliidae, Gyrinidae, Corixidae a Zygoptera. Oproti tomu některé druhy řádů Ephemeroptera, Trichoptera a Plecoptera jsou vůči acidifikaci citlivé rychle mizí z kyselých toků i jezer. Snížení biodiverzity a zvláště ztráta klíčových druhů vyvolává následky ve vyšších úrovních potravního řetězce - mezi obojživelníky, rybami a ptáky (Kalff, 2002).



## 6.7. Ryby

Řada toků a jezer přišla v důsledku acidifikace o populaci ryb, včetně všech šumavských jezer. Studie toků ve Švédsku ukázaly, že losos obecný (*Salmo salar*) mizí při pH 6,1-5,3, zatímco méně citlivý pstruh obecný (*Salmo trutta*) při pH 5,2-4,8 (Buffam a kol., 2005).

## 7. Biodiverzita povrchových vod v NP Šumava

### 7.1. Biodiverzita šumavských jezer

#### 7.1.1. Bakterie

V nejvíce acidifikovaných a oligotrofních jezerech (CN, CT a RA) dominuje planktonní biomasa bakterioplankton (Vrba a kol., 2003, Nedbalová a kol., 2006) a to v důsledku redukce biodiverzity, absence vyšších trofických úrovní a velmi nízké dostupnosti fosforu způsobené kombinací nízkého přísunu do jezer a imobilizací v jezerech (Vrba a kol., 2006). Heterotrofní mikrobiální biomasa těchto jezer je tvořena zejména dlouhými vláknitými bakteriemi, patřící do skupiny Eubacteria, a hlavním článkem potravních řetězců je zde mikrobiální smyčka. Chybí herbivorní korýši, kteří by redukovali množství vláknitých bakterií tak, jak je tomu v méně kyselých jezerech (Vrba a kol., 2003, Nedbalová a kol., 2006). Ve skupině silně acidifikovaných jezer tvoří výjimku Plešné jezero, kde cca 80 % biomasy planktonu tvoří fytoplankton díky většímu přísunu fosforu z povodí (Vrba a kol., 2000). Ve středně acidifikovaných jezerech pak v planktonní biomase převládá fytoplankton a zooplankton.

#### 7.1.2. Fytoplankton

Ve fytoplanktonu šumavských jezer převládají fytoflagellata (bičíkovci) ze skupin Dinophyceae (hlavně *Peridinium umbolatum*, *Gymnodinium uberrimum*), Chrysophyceae (*Dinobryon* sp.) a Cryptophyceae (Vrba a kol., 2000, Nedbalová a kol., 2006). Jedinou výjimkou je fytoplankton Plešného jezera tvořený z velké části kokální zelenou řasou *Monoraphidium dybowskii* a dále bičíkovcem *Peridinium umbolatum* a vláknitými sinicemi (Cyanobacteria) – *Pseudanabaena* sp., *Limnothrix* sp. (Vrba a kol., 2000, Nedbalová a Vrtiška, 2000). Extrémně nízká biomasa fytoplanktonu je ve Černém, Čertově jezeře a Rachelsee.

Srovnání současného stavu fytoplanktonu jezer s dřívějšími záznamy ukazuje, že mnoho druhů oligotrofních, k acidifikaci citlivých jezer bylo schopno acidifikaci přežít. Velikost biomasy fytoplanktonu odpovídá nutričnímu stavu jezer, jež je výsledkem interakce pH,

koncentrací fosforu a hliníku, který fosfor imobilizuje a snižuje tak jeho dostupnost pro organismy a navíc je hliník pro organismy toxický. Pokles koncentrací hliníku je pravděpodobně klíčovým faktorem biologické obnovy ekosystémů jezer (Vrba a kol., 2003).

### 7.1.3. Zooplankton

Řada druhů planktonních koryšů během acidifikace vyhynula nebo se jejich počet výrazně zredukoval. Tab. 1 v přílohách ukazuje vývoj výskytu některých druhů zooplanktonních koryšů v jezerech. Skupina silně acidifikovaných jezer (CN, CT, RA, PL) má malý podíl zooplanktonu na planktonní biomase (méně než 2 %, tzn. 0,1-10,2  $\mu\text{g C L}^{-1}$ ), vyšší podíl zooplanktonu u ostatních jezer je odrazem jejich chemizmu. Největší biomasu tvoří zooplankton v Prášílském jezeře (129  $\mu\text{g C L}^{-1}$ ) (Nedbalová a kol., 2006).

I v době nejsilnější acidifikace přežily v Prášílském jezeře dva druhy: *Daphnia longispina* a *Cyclops abyssorum* (tento druh přežil také v GA). Vysvětlením přežití jsou nižší koncentrace reaktivního monomerního hliníku v důsledku nižšího přísunu  $\text{SO}_4^{2-}$  z povodí, jehož půdy jsou díky nižšímu sklonu svahů (než např. v povodí CN nebo CT) vyvinutější a mají pravděpodobně vyšší síranovou adsorpční kapacitu. Dalším možným faktorem je tvorba komplexů hliníku s  $\text{F}^-$ . Molární poměr monomerního Al ku  $\text{F}^-$  je nižší než v ostatních jezerech (Kopáček a Hejzlar, 1998). Tvorbou komplexů fluoridů hliníku se odčerpává podstatná část monomerního Al a snižují se tak toxické účinky Al na organismy (Havas a Rosseland, 1995).

Typické pelagické druhy koryšů chybí v nejacidifikovanějších jezerech (Čertovo, Rachelsee), kde převažují vířníci (Rotatoria). Běžnými vířníky šumavských jezer jsou *Brachionus urceolaris*, *Collotheca pelagica*, *Keratella serrulata*, *Microcodon clavus*, *Polyartha remata* a *Synchaeta tremula* (Vrba a kol., 2003, Nedbalová a kol., 2006). Tři druhy vířníků rodu *Keratella* byly nedávno nalezeny ve zotavujících se jezerech většinou s pozitivní KNK: *Keratella hiemalis* (GA, LA), *K. ticinensis* (LA), *K. valga* (KA). Je možné, že s postupujícími změnami chemizmu jezer se tyto druhy objeví i v ostatních jezerech (Nedbalová a kol., 2006).

Přestože má jezero Laka pozitivní KNK a nejsou v něm ryby, bylo v něm nalezeno málo planktonních koryšů (*Acanthocyclops vernalis*; *Ceriodaphnia quadrangula* a *Daphnia longispina* v malých počtech). Důvodem je pravděpodobně přítomnost dravé larvy *Chaoborus obscuripes*, která přebrala roli vrcholového predátora po vymizení ryb. Plnou obnovu zooplanktonu zde tedy můžeme očekávat až po návratu původních druhů ryb (*Salmo trutta*) do jezera (Nedbalová a kol., 2006).

Známkou zotavování se z acidifikace Černého jezera je zvětšující se populace *Ceriodaphnia quadrangula* (Vrba a kol., 2000, Vrba a kol. 2003, Nedbalová a kol., 2006). V Plešném jezeře zas narůstají populace vířníků (Vrba a kol., 2003).

V roce 2004 byl proveden pokus o reintrodukcii zooplanktonu do Plešného jezera ze 46 km vzdáleného Prášílského jezera. Přenesenými druhy byly *Daphnia longispina* (Cladocera) a *Cyclops abyssorum* (Copepoda), běžně se vyskytující v PR a dříve přítomné i v PL. *Cyclops abyssorum* byl naposledy zaznamenán v PL v roce 1969, *Daphnia longispina* v roce 1910, což ovšem neznamená, že nemohly zmizet až později. Možnou překážkou úspěchu reintrodukce v PL mohl být dravý *Heterocope saliens* (Copepoda), se kterým ale dříve oba přenášené druhy v jezeře přežívaly. O rok později (2005) a rovněž i v roce 2006 byly v Plešném jezeře nalezeni potomci přenesených *C. abyssorum* (o hustotě 4 jedinci m<sup>-3</sup>) a to ve velmi dobrém stavu. Oproti tomu *D. longispina* nalezena nebyla a důvody této neúspěšné reintrodukce zatím nebyly dostatečně vyhodnoceny (Kohout a Fott, 2006).

#### 7.1.4. Makrozoobentos

Celkové množství druhů makrozoobentosu pokleslo do roku 1990 na 50 % (Vrba a kol., 2003). Nejvíce acidotolerantní jepice (Ephemeroptera) *Leptophlebia vespertina* přežila ve všech jezerech. V posledních letech se některé druhy v jezerech znovu objevily. Dva druhy řádu Ephemeroptera – *Ameletus inopinatus* a *Siphonurus lacustris* – původní ve všech českých jezerech (CN, CT, PL, PR, LA) se do všech jezer opět vrátily (oproti výzkumům v 90. letech nebo Vrba a kol., 2003). Stejně tak se do jezer vrátily některé druhy pošvatek (Plecoptera): *Leuctra fusca*, *L. handlirschi*, *L. nigra* a *Nemoura cinerea*). Nově se objevily některá Odonata (*Somatochlora metallica* v CN a *Cordulia aenea* v KA), Megaloptera (*Sialis fuliginosa* v LA), Neuroptera (*Sisyra fuscata* v LA) a Trichoptera (*Halesus* sp. a *Phyganea striata*). Nedbalová, 2006, uvádí v jezerech výskyt 4 druhů Ephemeroptera, 8 druhů Odonata, 11 druhů Plecoptera, 16 druhů Trichoptera, 2 druhy Megaloptera a 1 druh Neuroptera.

Tyto poznatky svědčí o zlepšujícím se stavu jezer. Na druhou stranu, někteří bezobratlí vrcholoví predátoři, jakými jsou *Glaenocorisa propinqua* (Heteroptera) nebo *Chaoborus obscuripes* (Diptera), Odonata a Megaloptera mohou při absenci ryb zabraňovat celkové obnově zooplanktonu (Nedbalová a kol., 2006).

### 7.1.5. Ryby

Data z přelomu 19. a 20. století dokumentují výskyt velkých forem pstruha obecného formy jezerní (*Salmo trutta morpha lacustris*) v CN, CT a PL. Podle starších záznamů byla ale některá jezera přirozeně bez ryb (PL, PR, RA), zejména z důvodu nedostupnosti jezer skrze toky. Situace se změnila umělým vysazováním pstruha obecného (*S. trutta*) v Rachelsee a jezeře Laka. Grosser Arbersee a Kleiner Arbersee byla již v 16. století využívána k chovu ryb. Původní populace pstruha obecného byly nahrazeny geograficky nepůvodním pstruhem americkým duhovým (*Oncorhynchus mykiss*). Introdukce sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) do Černého jezera po roce 1890 vedla k významné redukci populace pstruha obecného. Úspěšná aklimatizace pstruha amerického duhového (*O. mykiss*) v CN, jeho vyšší odolnost vůči parazitům a zdatnost v kompetici o potravní zdroje vyústila v potlačení nejen původního rybního druhu, ale i ve změny ve složení zooplaktonu (Vrba a kol., 2000) – vyhubení druhů *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longispina*, *Acanthodiptomus denticornis*. Acidifikace v 50. a 60. letech 20. století způsobila vyhynutí ryb ve všech jezerech. Pouze odolnější populace sivena amerického přežila v CN do poloviny 70. let (Vrba a kol., 2000). Jezera jsou bez ryb dodnes. Tab. 2 v přílohách ukazuje historický výskyt ryb v jezerech.

### 7.2. Biodiverzita vodních toků

Šumavské toky jsou z hlediska biodiverzity a jejích změn prostudovány méně než jezera. Existují údaje o vegetaci a fyto-bentosu šumavských toků a řada prací o makrozoobentosu.

Mánek, 1998, uvádí, že druhovou diverzitu rostlin ovlivňuje množství živin, často antropogenního původu (fosfáty, dusičnany). Negativní vliv mají pak koncentrace huminových látek a amonných iontů, pocházející zejména z rašelinišť. Druhové bohatství nepodporuje ani geologické podloží často minerálně chudých hornin. Rostlinná společenstva horních toků s malým množstvím živin se vyznačují nízkou druhovou diverzitou a přítomností druhů nenáročných na živiny. Území s o něco vyšší diverzitou se nacházejí v oblastech s nižší nadmořskou výškou, menším množstvím rašelinišť, menší lesnatostí a pak ve člověkem ovlivněných oblastech (sekundární přísun živin - např. eutrofizovaný Zlatý potok). Antropogenní ovlivnění může ale mít i opačný efekt - snížení druhové diverzity rozvojem několika málo druhů, které vytlačují méně úspěšné druhy. Vodní makrofyta se vyskytují jen řídce a to díky vysoké turbulenci a rychlosti vody, balvanitému dnu, zastíněnosti toku a nízké teplotě vody. Z typických makrofyt se vyskytují *Callitriche hamulata* a *Glyceria fluitans*. Nejběžnějšími mechorosty jsou

játrovka *Scapania undulata* a mechy *Fontinalis squamosa* (indikátor nejčistších vod) a *Fontinalis antipyretica*.

Práce o fyto bentosu šumavských toků (Lukavský a kol., 2006) ukazuje, že pro horní toky s malými přísuny živin jsou charakteristické Cyanobacteria (např. *Chamaesiphon incrustans*), Bacillariophyceae (*Diatoma mesodon*, *Meridion circulare*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema parvulum*, *Pinnularia subcapitata*, *Tabelaria flocculosa*), Chrysophyceae (*Hydrurus foetidus*). Pro nižší části toků a toky ovlivněné přítomností osídlení s většími přísuny živin jsou typické Chlorophyta (*Chlorosarcina* sp. a vláknitá *Pseudodendroclonium basiliense*) a mění se zde druhové složení Bacillariophyceae (*Nitzschia* sp., *Cymbela* sp., *Diploneis oblongella*).

### 7.3. Makrozoobentos Šumavy a jeho proměny

Rozmanitá fauna vodního hmyzu Šumavy je tvořena z druhů borealpinních, montánních, i čistě alpských, hercynských a mediteránních (Růžičková, 1998). Nachází se zde několik alpsko-šumavských endemitů (*Leuctra alpina*, *Ecdyonurus austriacus*). Šumava představuje cennou, druhově bohatou oblast: z celkového počtu 91 zástupců řádu Ephemeroptera na území ČR se v oblasti Šumavy vyskytuje 61, ze 108 Plecoptera 62, z 220 Trichoptera 156 a ze 64 Odonata 32 druhů, což představuje 50-79 % druhů vyskytujících se v České republice a 35-40 % druhů střední Evropy (Soldán a kol., 1996).

#### 7.3.1. Ephemeroptera (jepice)

Jepice jsou citlivé ke změnám v kvalitě vody. Odpovědí je pokles hustoty populace citlivých druhů. Některé druhy vyhynuly (*Prosopistoma foliaceum*, *Prosopistomatidae*), jiné prokázaly vysokou rezistenci k acidifikaci - již zmíněná *Leptophlebia vespertina* přežila ve všech ledovcových jezerech (Nedbalová a kol., 2006).

#### 7.3.2. Odonata (vážky)

Dlouhodobé změny v diverzitě vážek nejsou prozkoumány. Jejich vysoká pohyblivost, skvělé letové dovednosti a tendence k migracím nepochybně vedou k nahodilému výskytu a schopnosti osidlovat nové habitaty.

#### 7.3.3. Plecoptera (pošvatky)

Pošvatky jsou specializovaný hmyz s vysokými kyslíkovými nároky a velkou citlivostí ke znečištění, ovšem kromě acidifikace. Na začátku 20. století bylo nalezeno 62 druhů (plus 10

sporných). V současnosti je 5 extrémně citlivých druhů vyhynulých a 18 nezvěstných. Například po dostavbě přehrady Lipno 21 druhů žijících v zatopeném území a dalších 6-8 druhů v toku pod přehradou z této oblasti zmizelo (Soldán a kol., 1996).

#### 7.3.4. Heteroptera (ploštice)

Z acidifikovaných jezer zmizela v 50. letech *Glenocorisa propinqua propinqua*, pravděpodobně nejen jako důsledek acidifikace, ale i změn v potravní nabídce. Některé lokality zůstaly nedotčeny - v modravských rašelinných jezírcích bylo nalezeno všech 6 původních druhů rodu *Notonecta*.

#### 7.3.5. Megaloptera (střečatky)

Na Šumavě jsou hojně rozšířeny 2 ze 3 středoevropských druhů - *Sialis lutaria* ve stojatých vodách a *S. fuliginosa* v tekoucích.

#### 7.3.6. Trichoptera (chrostíci)

Chrostíci jsou skupinou hmyzu, která má na Šumavě největší diverzitu. Při průzkumech v 2. polovině 20. století bylo nalezeno 137 druhů. Některé druhy zmizely už před rokem 1920, 4 kolem roku 1950 a dalších 5 v 60. a 70. letech. Na druhou stranu, zvýšení diverzity (druhů stojatých vod) bylo pozorováno v oblastech ovlivněných stavbou přehrady Lipno. Některé druhy původní v rybnících osídlily rašelinné vody pravděpodobně v důsledku eutrofizace rybníků v 70. a 80. letech (Soldán a kol., 1996).

### 7.4. Makrozoobentos vodních toků

Největší podíl na společenstvu makrozoobentosu v tocích Šumavy tvoří hmyz zastoupený řády Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera a Coleoptera (Růžičková a Kotrbová, 2000, Piskáčková, 2000). V některých tocích se na struktuře makrozoobentosu kromě zástupců larev vodního hmyzu podílejí i např. ploštěnka *Crenobia alpina* (Turbellaria), Hydracarina, Oligochaeta, Pisidium (Mollusca) a Nematomorpha. V odpadními vodami z obcí a zemědělskou činností zatěžovaném Hrádeckém potoce s poměrně vysokými hodnotami pH (viz kapitola 4.1), vodivosti a vysokým obsahem chloridů se ve velké míře vyskytuje *Gammarus fossarum* (Amphipoda), který ve společenstvu dominoval (Piskáčková, 2000, Mrázková, 2001). Fricová, 2005, uvádí pokles početních stavů tohoto druhu, který je však v Hrádeckém potoce stále hojný.

Vedle něj se prosazují další druhy organismů a tím se zvyšuje druhová diverzita, což může svědčit o snižujícím se antropogenním zatížení.

Obecně v šumavských tocích převažují zástupci řádu Plecoptera (Růžičková a Benešová, 1996, Růžičková, 1998), zvláště v jarním období (Brachyptera seticornis, Leuctra sp., Protonemura sp., Isoperla sp.). Na podzim jsou z Plecoptera nejhojnější Nemoura sp., Perlodes sp. a acidotolerantní druh Diura bicaudata (Růžičková, 1998, Piskáčková, 2000). V méně acidifikovaných tocích jsou zejména v létě hojná Ephemeroptera (Baetis alpinus, B. rhodani, Ecdyonurus, Rhithrogena, v kyselejších vodách např. Modravského potoka Ameletus inopinatus), jež jsou citlivá vůči acidifikaci a jejich počet tedy se snižujícím se pH klesá (Růžičková, 1998, Piskáčková, 2001, Fricová, 2005). Trichoptera jsou z hmyzu na Šumavě zastoupeny největším počtem druhů. Hojní jsou zástupci čeledi Drusinae a rodu Rhyacophila. Z Diptera převažují čeledi Simuliidae, Chironomidae a rod Dicranota (Růžičková, 1998, Piskáčková, 2000, Mrázková, 2001, Růžičková a kol. 2004, Fricová, 2005). Sporadicky se vyskytují Coleoptera, zejména rod Limnius sp.

Toky z nízkými hodnotami pH a vodivosti (např. Modravský, Roklanský, Jezerní potok, viz kapitola 4.1) jsou charakteristické nižší druhovou diverzitou a malým počtem dominantních druhů. Struktura společenstva tu bývá ochuzena o Ephemeroptera, s nichž se většina v kyselejších vodách nevyskytuje. Naopak se více objevují Diptera. V posledních několika letech se pH výše jmenovaných toků zvýšilo. Je pravděpodobné, že odpovědí společenstev bude i zvýšení jejich diverzity.

Naopak toky s nejvyššími hodnotami pH - Křemelná a Slatinný potok (viz kap 4.1.) - se projevují vysokou biodiverzitou. Je to dáno převážně charakterem geologického podloží, zalesněním povodí, menším osídlením a menšími antropogenními vlivy. Bohatě jsou zde zastoupeny Plecoptera, Trichoptera a Ephemeroptera (Piskáčková, 200, Fricová, 2005).

Z předchozího vyplývá, že acidifikace je důležitým abiotickým faktorem poklesu diverzity vodního hmyzu. Projevuje se redukcí počtu taxonů, poklesem biodiverzity společenstva a změnami v procentuálním zastoupení jednotlivých skupin (Růžičková, 1998).

## 8. Závěr

Acidifikace poškodila cenné šumavské ekosystémy. Přestože se depozice acidifikujících látek do prostředí v posledních 20 letech výrazně snížila, zůstává acidifikace aktuálním problémem šumavských vod a její vliv bude přetrvávat i v budoucnu. Zotavování se vodních ekosystémů, zejména ekosystémů jezer, pozorované od konce 80. let 20. století bude vzhledem ke kumulaci sloučenin síry a dusíku v povodích dlouhodobou záležitostí. Klíčovým faktorem umožňujícím návrat vymizelých druhů je pokles koncentrací toxického hliníku ve vodách.

Změny v chemizmu i oživení vod v NP Šumava je třeba sledovat a srovnávat je se změnami v jiných acidifikovaných oblastech. Tak mohou být vytvořeny modely reverzibility vodních ekosystémů z acidifikace a rovněž realizovány úspěšné reintrodukce vymizelých druhů jako tomu bylo v případě přenosu *Cyclops abyssorum* z Plešného do Prášílského jezera.



## 9. Použitá literatura

Baudoin, J.-M., Guerold, F., Chauvet, E., Wagner, P., Roussel, P., 2005: Consequences of headwater stream acidification on aquatic fungi biodiversity. ACID RAIN 2005 - Conference Abstracts. Český hydrometeorologický ústav, Praha, 756 s.

Buffam, I., Serrano, I., Palm, D., Brännäs, E., Laudon, H., 2005: Acidity thresholds for Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams: a comparison of experimental and survey approaches. ACID RAIN 2005 - Conference Abstracts. Český hydrometeorologický ústav, Praha, 756 s.

Fricová, K., 2005: Ekologie makrozoobentosu vybraných toků povodí Vydry a Křemelné (NP Šumava). Dipl. práce, ÚŽP PřF UK Praha, 59 s.

Havas, M., Rosseland, B.O., 1995: Response of zooplankton, benthos and fish to acidification: An overview. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 51-62.

Hruška, J., Cienciala, E., 2002. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí ČR. 154 s.

Hruška, J., Kopáček, J., 2005: Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. *Planeta*, 12, 5.

Hruška, J., Majer, V., 1996: Retence antropogenní síry v půdách – faktor bránící okyselení šumavských povrchových vod. *Silva Gabreta*, vol.1, 143-149.

Hruška, J., Moldan, F., Krám, P., 1996: Vliv kyselého deště na povrchové vody. *Vesmír*, 75, 7.

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

Chábera, S., 1979: Šumavské pláně. *Šumava* 11/1979.

Jindřich, V., 1998. Úvod do geologie NP Šumava. *Šumava*, léto 1998.

Kalff, J., 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, 592 s.

Kodrová, Z., Růžičková, J., 2005: Chemistry of the Bohemian Forest streams affected by acidification and deforestation of the catchment. *Silva Gabreta*, vol. 11 (2-3), 83 – 95.

Kohout, L., Fott, J., 2006: Restoration of zooplankton in a small acidified mountain lake (Plesne lake, Bohemian Forest) by reintroduction of key species. *Biologia* 61/Suppl. 20: 477-483.

Kopáček, J., Hejzlar, J., 1998: Water chemistry of surface tributaries to the acidified mountain lakes in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, vol. 2, 175-197.

Kopáček, J., Veselý, J., 2005: Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39, 2179–2188.

Kopáček, J., Veselý, J., Stuchlík, E., 2001: Sulphur and nitrogen fluxes and budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850-2000). *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(3), 391–405.

Ložek, V., 2001: Geologie. *Silva Gabreta, Supplementum 1*, 18-19.

Lukavský, J., Moravcová, A., Nedbalová, L., Rauch, O., 2006: Phytobenthos and water quality of mountain streams in the Bohemian Forest under the influence of recreational activity. *Biologia 61/Suppl. 20*: 533-542.

Majer, V., Veselý J., 2005: Složení povrchových vod na území NP Šumava. *Silva Gabreta*, vol. 11 (2-3), 69-81.

Mánek, J., 1998: Vegetace a chemismus tekoucích vod horního Pootaví jako indikátory antropogenního zatížení. *Silva Gabreta*, vol. 2, 117-140.

Mrázková, T., 2001: Charakteristika společenstva makrozoobentosu ve vybraných lotických ekosystémech povodí Vydry (NP Šumava). Dipl. práce, ÚŽP PŘF UK Praha, 53 s.

Nedbalová, L., Vrba, J., Fott, J., Kohout, L., Kopáček, J., Macek, M., Soldán, T., 2006: Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia 61/Suppl. 20*: 453-465.

Nedbalová, L., Vrtiška, O., 2000: Distribution of phytoplankton of Bohemian Forest lakes. *Silva Gabreta*, vol. 4, 213-222.

Petrůš, J., Neuhäselová, Z., 2001: Pedologie. *Silva Gabreta, Supplementum 1*, 21-22.

Piskáčková, L., 2000: Makrozoobentos a chemismus vodních toků v povodí Vydry a křemelné (NP Šumava). Dipl. práce, ÚŽP PŘF UK Praha, 45 s.

Růžičková, J., 1998: Společenstvo vodního hmyzu v šumavských tocích a různým stupněm acidifikace. *Silva Gabreta*, vol. 2, 199-209.

Růžičková, J., Benešová, L., 1996: Benthic macroinvertebrates as indicators of biological integrity in lotic freshwater ecosystems of large-scale protected areas in the Czech Republic: preliminary results. *Silva Gabreta*, vol. 1, 165-168.

Růžičková, J., Hřebík, Š., Kodrová, Z., 2004: Macroinvertebrate Communities and Water Quality in Episodically Acidified Lotic Ecosystems in the Mountain Region Affected by Bark Beetle Calamity. *Acta Universitatis Carolinae ENVIRONMENTALICA*, vol. 18, Nos 1-2, 35 – 53.

Růžičková, J., Kotrbová, M., 2000: Aquatic entomocoenosis in lotic ecosystems of the upper Vydra basin (Šumava National Park, Czech Republic). *Silva Gabreta*, vol. 5, 135-148.

Skuhřavý, V., 1997a: Lýkožrout smrkový na Šumavě. *Planeta*, 1/1997, 23-25.

Skuhřavý, V., 1997b: Zelená střecha Evropy. *Planeta*, 5/1997, 21-25.

Sofron, J., Neuhäuslová, Z., Wild, J., 2001: Podnebí. *Silva Gabreta*, Supplementum 1: 22-25.

Soldán, T., Papáček, M., Novák, K., Zelený, J., 1996: The Šumava Mountains: an unique biocentre of aquatic insects (Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Megaloptera, Trichoptera and Heteroptera - Nepomorpha). *Silva Gabreta*, vol. 1, 179-186.

Veselý, J., 1996: Změny složení vod šumavských jezer v letech 1984-1995. *Silva Gabreta*, vol. 1, 129-141.

Veselý, J., Hruška, J., Norton, S. A., Johnson, Ch. E., 1998: Trends in the Chemistry of Acidified Bohemian Lakes from 1984 to 1995: I. Major solutes. *Water, Air and Soil Pollution* 108: 107-127.

Veselý, J., Majer, M., 2003: Increasing temperature decreases aluminium concentrations in Central European lakes recovering from acidification. *Limnology and Oceanography*, 48/6, 2346-2354.

Vrba, J., Kopáček, J., Bittl, T., Nedoma, J., Štrojsová, A., Nedbalová, L., Kohout, L., Fott, J., 2006: A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia*, Bratislava, 61/Suppl. 20: 441-451.

Vrba, J., Kopáček, J., Fott, J., 2000: Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta*, vol. 4, 7-28.

Vrba, J., Kopáček, J., Fott, J., Kohout, L., Nedbalová, L., Pražíková, M., Soldán, T., Schaumburg, J., 2003: Long-term studies (1871-2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *The Science of the Total Environment* 310, 73-85.

Zatloukal, V., 1998: Historické a současné příčiny kůrovcové kalamity v Národním parku Šumava. *Silva Gabreta*, vol. 2, 327 – 357.

**internetové zdroje:**

<http://www.npsumava.cz/priroda.php?idc=1043>

<http://www.npsumava.cz/priroda.php?idc=1051>

## 10. Přílohy

### 10.1. Tabulky

**Tab.1:** Historický vývoj výskytu zooplanktonních koryšů v šumavských jezerech.

Zdroj: převzato z Vrba a kol., 2003, a upraveno

druhy	CN	CT	RA	PL	KA	PR	GA	LA
<b>CLADOCERA (počet druhů v minulosti)</b>	4	4	1	1	2	3	4	2
<i>Bosmina longispina</i>	V	V	N	N	N	V	V	N
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	P	V	N	N	P	V	P	P
<i>Daphnia longispina</i>	V	V	V	V	N	P	V	P
<i>Holopedium gibberum</i>	V	V	N	N	V	N	P	N
<b>COPEPODA (počet druhů v minulosti)</b>	2	2	2	3	1	2	2	0
<i>Acanthodiptomus denticornis</i>	V	V	N	V	V	V	V	N
<i>Cyclops abyssorum</i>	V	V	V	V	N	P	P	N
<i>Heterocope saliens</i>	N	N	V	P	N	N	N	N
<b>CRUSTACEA (celkový počet druhů dnes)</b>	1	0	0	1	1	2	3	2

V = druh dříve přítomný, dnes vyhynulý

N = druh se v jezeře nikdy nevyskytoval

P = druh, který přežil acidifikaci jezera

jezera: CN = Černé, CT = Čertovo, RA = Rachelsee, PL = Plešné, KA = Kleiner Arbersee, PR = Prášilské, GA = Grosser Arbersee, LA = Laka

**Tab. 2:** Historický vývoj výskytu ryb v šumavských jezerech.

Zdroj: převzato z Vrba a kol., 2003, a upraveno

druh	CN	CT	RA	PL	KA	PR	GA	LA
<b>původní druh</b>								
<i>Salmo trutta</i>	V	V	N?	N?	V	N?	V	V
<b>vysazené druhy</b>								
<i>Salmo trutta</i>			V	V		V		V
<i>Oncorhynchus mykiss</i>					V		V	
<i>Salvelinus fontinalis</i>	V			(V)		(V)		(V)

V = druh dříve přítomný, dnes vyhynulý

N = druh se v jezeře nikdy nevyskytoval

(V) = podle ústních výpovědí vysazování ryby do jezera proběhlo

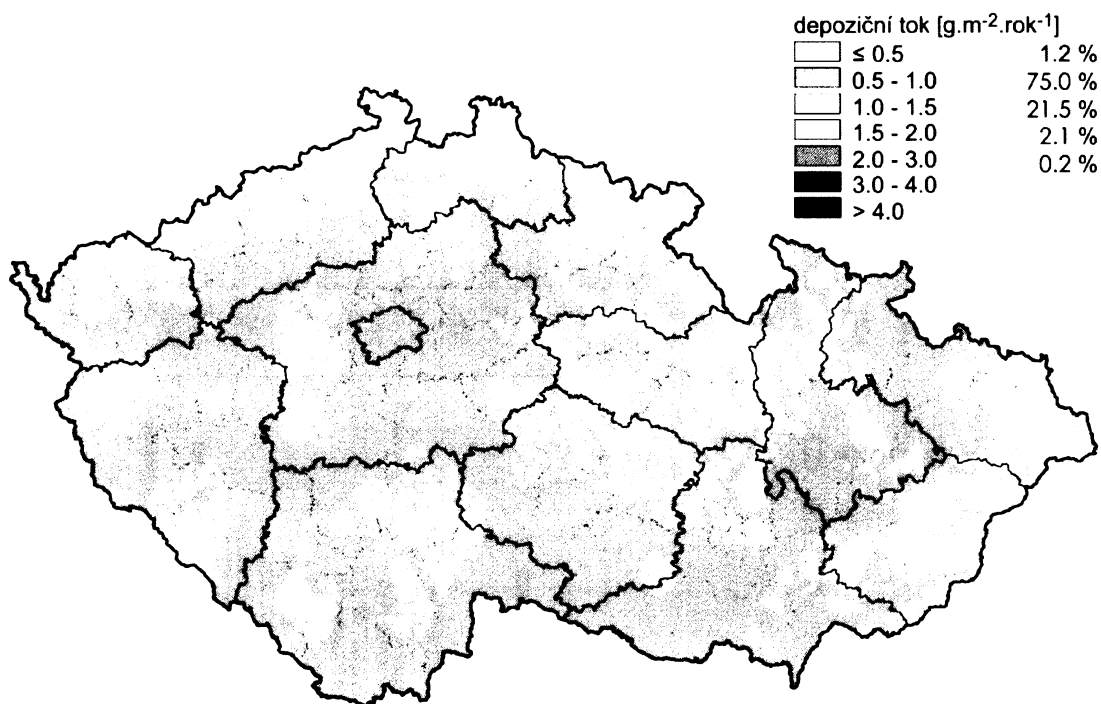
N? = jezero byla pravděpodobně přirozeně bez ryb

jezera: CN = Černé, CT = Čertovo, RA = Rachelsee, PL = Plešné, KA = Kleiner Arbersee, PR = Prášilské, GA = Grosser Arbersee, LA = Laka

## 10.2. Obrázky

**Obr. 1:** Mapa celkové roční depozice síry, 2005

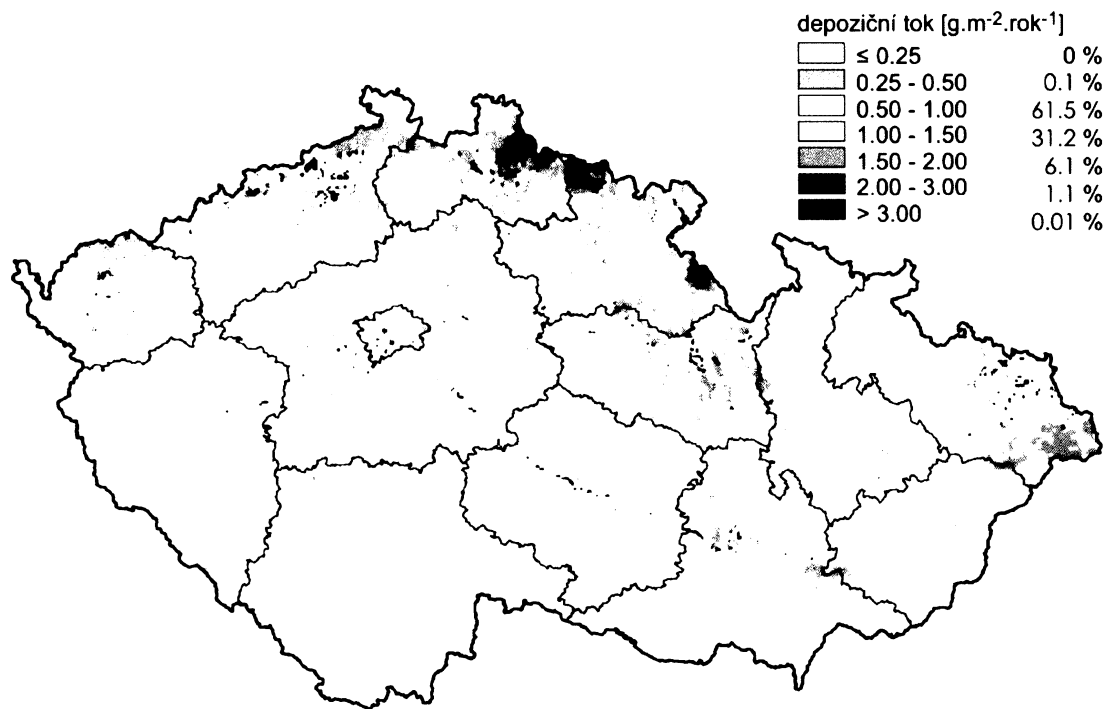
Zdroj: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr05cz/gif/o34-dep05S-ce.gif>



Pole celkové roční depozice síry, 2005

**Obr. 2:** Mapa celkové roční depozice dusíku, 2005

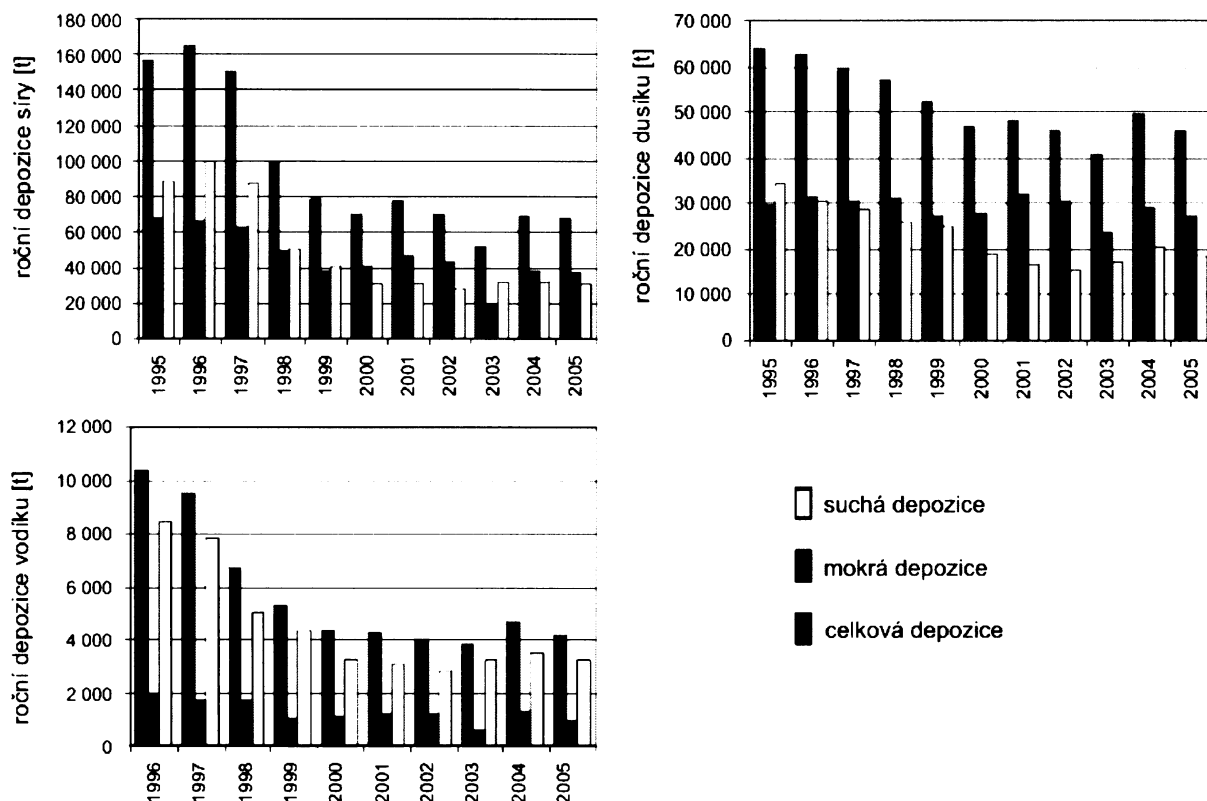
Zdroj: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr05cz/gif/o310-dep05-N-ce.gif>



Pole celkové roční depozice dusíku, 2005

**Obr. 3:** Vývoj depozic síry a dusíku v České republice v letech 1995 - 2005

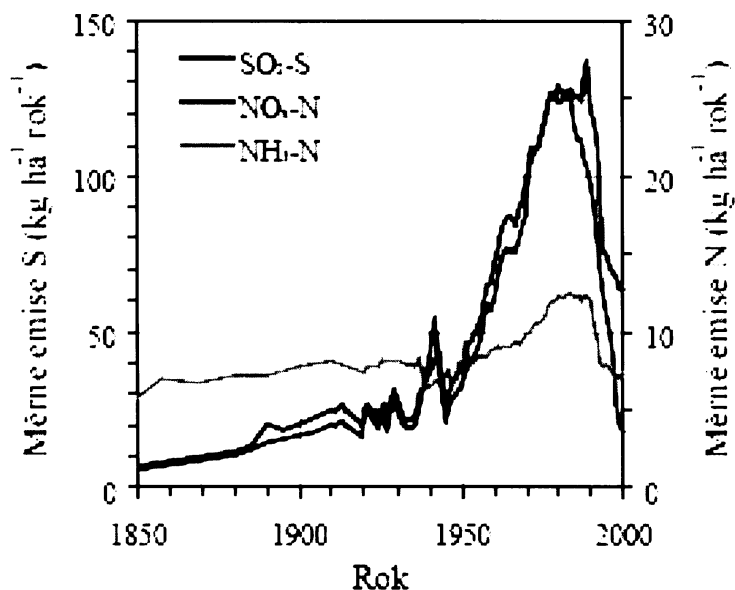
Zdroj: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr05cz/gif/o322-vyvoj-dep95-05.gif>



Vývoj roční depozice síry ( $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ ,  $\text{SO}_2\text{-S}$ ), oxidovaných forem dusíku ( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ,  $\text{NO}_x\text{-N}$ ) a vodíku na plochu České republiky, 1995-2005

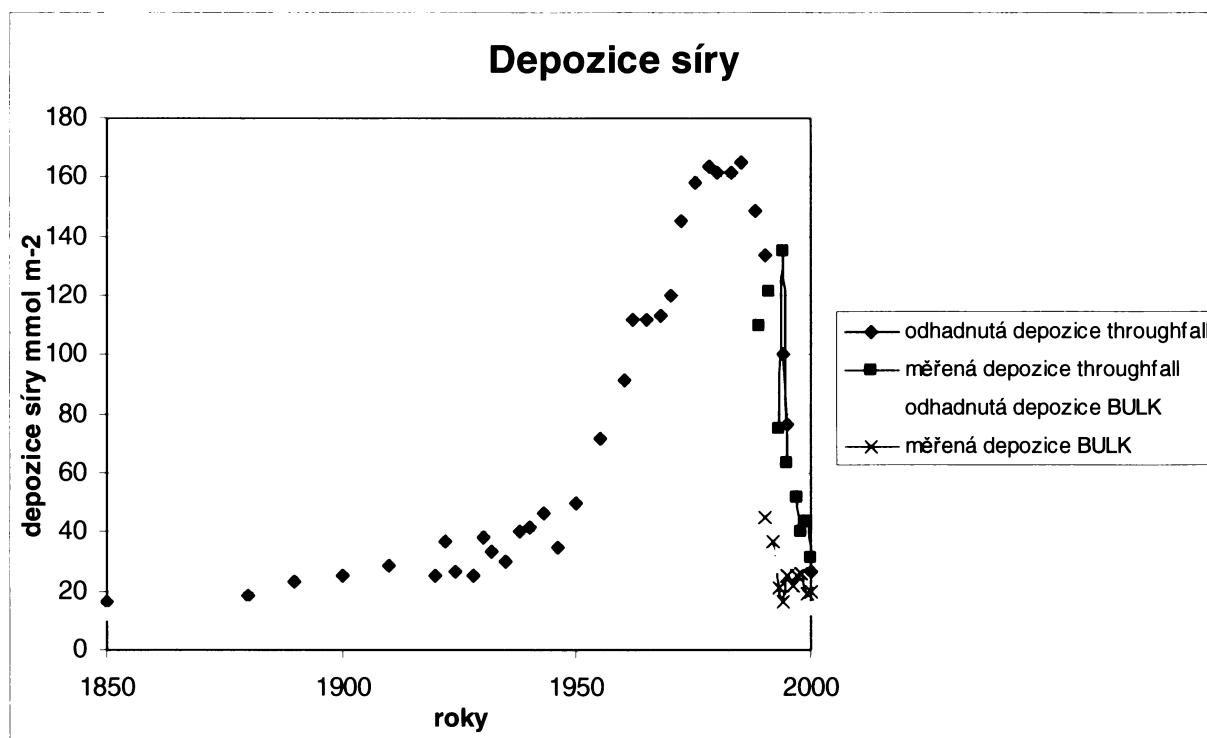
**Obr.4:** Historický vývoj měrných emisí  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  a  $\text{NH}_3$  v bývalém Československu.

Zdroj: Hruška a Kopáček, 2005.



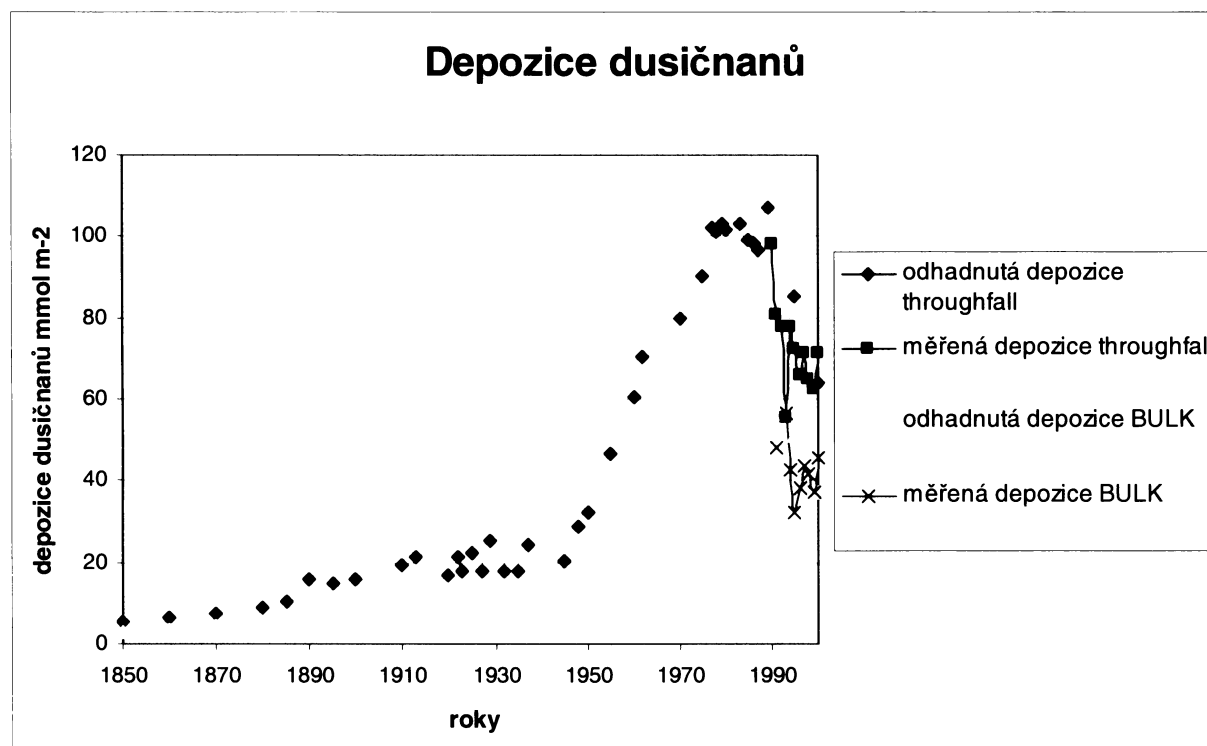
**Obr. 5:** Depozice síry na Šumavě – srovnání depozice throughfall (podkorunové) a BULK (mokré s podílem suché v nezalesněném území) odhadnuté a měřené.

Zdroj: převzato z Kopáček a kol., 2001, a upraveno



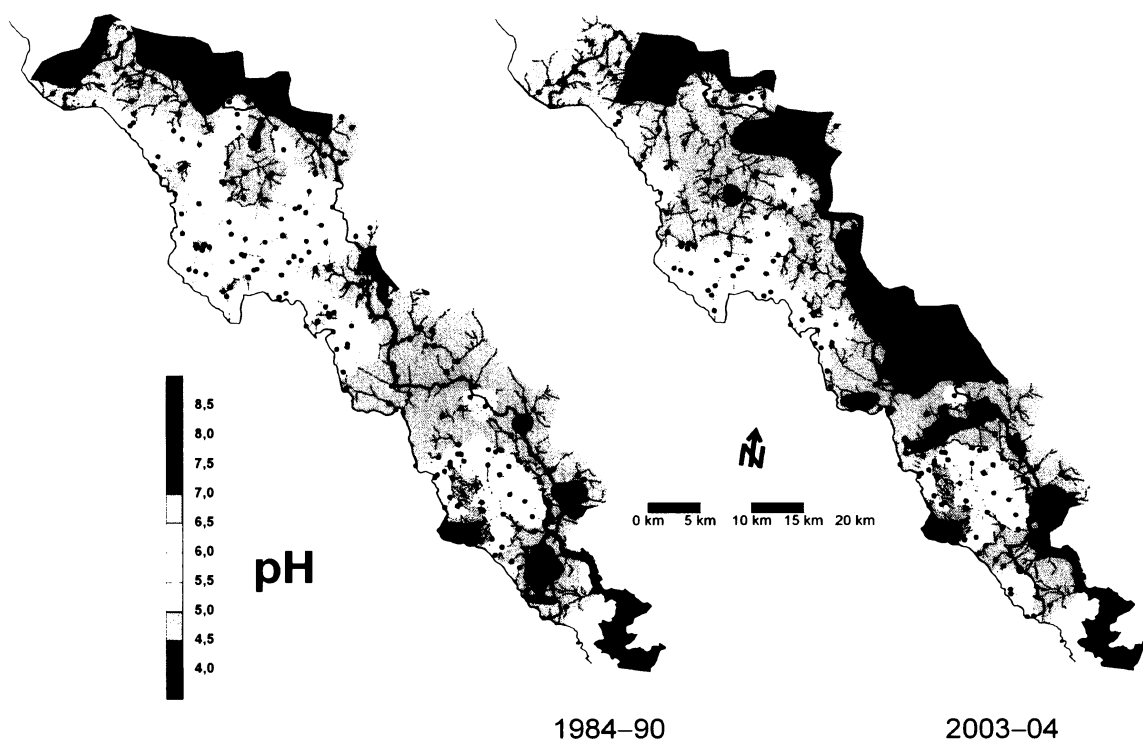
**Obr. 6:** Depozice dusičnanů na Šumavě – srovnání depozice throughfall a BULK odhadnuté a měřené.

Zdroj: převzato z Kopáček a kol., 2001, a upraveno



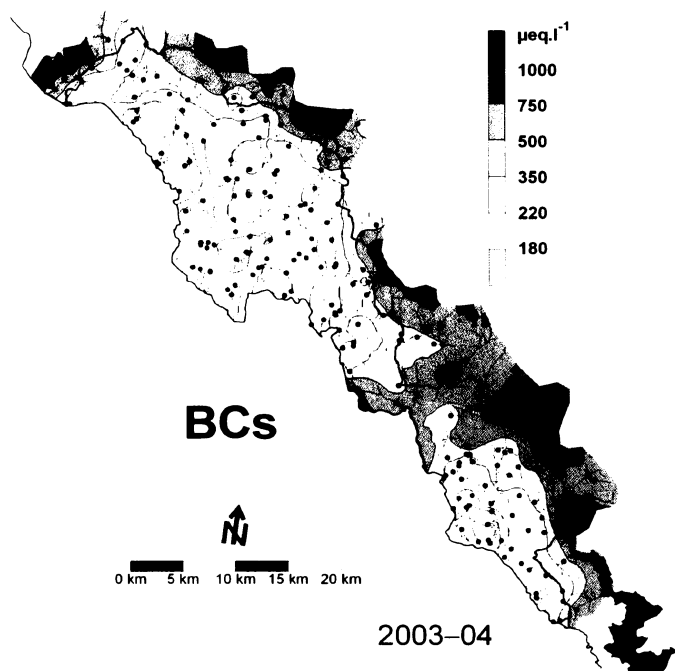
**Obr. 7:** Znárodnění pH povrchních vod NP Šumava v letech 1984-90 a 2003-04.

Zdroj: Práce Majer a Veselý, 2005, publikovaná v Silva Gabreta, vol. 11 (2-3). Obrázky byly vytvořeny Českou geologickou službou.



**Obr. 8:** Znárodnění obsahu bazických kationtů povrchních vod NP Šumava v letech 2003-04.

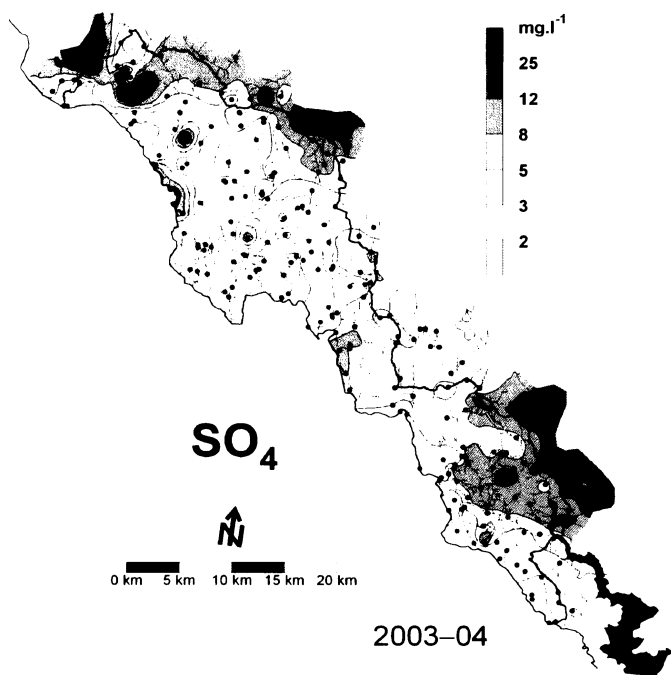
Zdroj: Práce Majer a Veselý, 2005, publikovaná v Silva Gabreta, vol. 11 (2-3). Obrázky byly vytvořeny Českou geologickou službou.





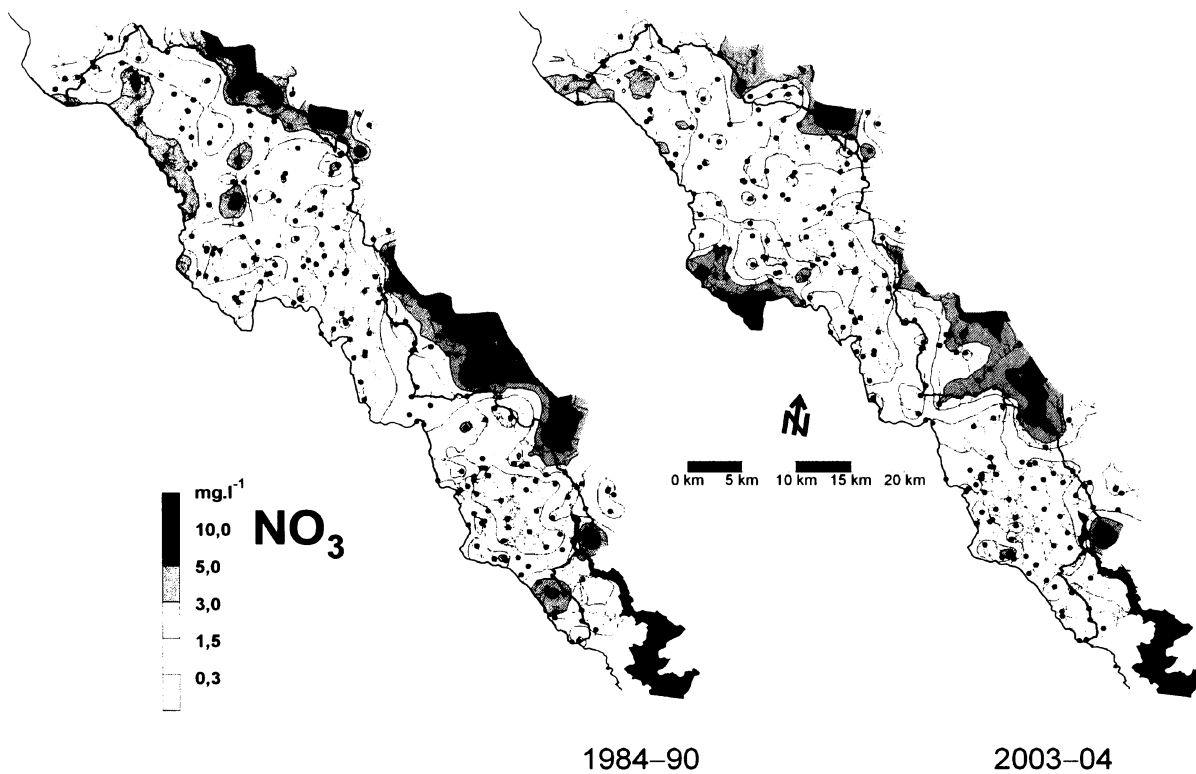
**Obr. 9:** Znázornění obsahu síranů povrchových vod NP Šumava v letech 2003-04.

Zdroj: Práce Majer a Veselý, 2005, publikovaná v Silva Gabreta, vol. 11 (2-3). Obrázky byly vytvořeny Českou geologickou službou.



**Obr. 10:** Znázornění obsahu dusičnanů povrch. vod NP Šumava v letech 1984-90 a 2003-04.

Zdroj: Práce Majer a Veselý, 2005, publikovaná v Silva Gabreta, vol. 11 (2-3). Obrázky byly vytvořeny Českou geologickou službou.



**Obr. 11:** Znázornění obsahu hliníku povrchových vod NP Šumava v letech 2003-04.  
Zdroj: Práce Majer a Veselý, 2005, publikovaná v Silva Gabreta, vol. 11 (2-3). Obrázky byly vytvořeny Českou geologickou službou.

