

**Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta
Katedra fyzické geografie a geoekologie**

**Charles University in Prague, Faculty of Science
Department of Physical Geography and Geoecology**

Doktorský studijní program: Fyzická geografie a geoekologie
Ph.D. study program: Physical geography and geoecology

Autoreferát disertační práce
Summary of the Ph.D. Thesis



Specifické vlastnosti vody jezer vzniklých po těžbě nerostných surovin v ČR

Specific water properties of pit lakes in the Czech Republic

RNDr. Tomáš Hrdinka

Školitel/Supervisor: prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.

Praha, 2012

Abstrakt

Antropogenní jezera tvoří významnou součást vodní složky české krajiny, které nebyla doposud věnována dostatečná pozornost. Předkládaná práce se zabývá srovnáním a hodnocením variability fyzikálně-chemických vlastností vody 30 vybraných antropogenních jezer vzniklých po těžbě různých nerostných surovin na území ČR s cílem identifikovat specifika spojená s těžbou konkrétní nerostné suroviny, morfometrickými poměry jezerní pánve a trofií jezera, které ovlivňují kvalitu akumulované vody. Ve druhé části práce se autor věnuje komplexní limnologické studii Hromnického jezera s extrémním chemismem vody vzniklého po těžbě pyritických břidlic, kde se blíže zaměřuje na fenomén meromixie, který je pro tato jezera typický. Výsledky limnologického výzkumu jsou založeny na hodnocení fyzikálních vlastností vody ve vertikálním profilu (teplota vody, konduktivita, rozpuštěný kyslík, pH vody, průhlednost a barva) a chemických analýzách vzorků vody odebraných z hladiny a ze dna v průběhu čtyř ročních období v letech 2003–07 (stanovení Ca, Mg, Na, K, $N_{\text{amon.}}$, NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- a alkalita) včetně stanovení chlorofylu-*a*. V případě studie Hromnického jezera z let 2010–11 byla analýza doplněna o sledování hydrologického režimu jezera, stanovení PO_4^{3-} , TOC, vybraných kovů (Fe, Mn, Al, Zn, Ni, Cu, Co, Cr), sulfidické síry S(-II) a výsledky biologického rozboru planktonních organismů.

U osmi z 30 antropogenních jezer (Čankov, Srní, Hromnické a Zelené jezero, Most, U Kyzu, Vápenka a Šluknov) byla identifikována přítomnost morfologicky či chemicky podmíněné meromixie s výraznými teplotními anomáliemi v chemoklině a monimolimnionu. Bylo zjištěno, že kyslíkové poměry úzce souvisí s trofií jezer, na většině lokalit byla zjištěna klinográdní nebo pozitivně heterográdní distribuce kyslíku s nedostatkem kyslíku u dna, často s extrémními hodnotami nasycení v metalimnionu (až 320 %, ~34 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ O_2). Na lokalitách Velká Amerika, Výkleky a Jasenice byla zjištěna ortográdní distribuce kyslíku s nasycením ≥ 100 % až ke dnu jezera. Hodnota pH vody (rozmezí 2,5–9,2) většiny jezer je určována uhličitánovou rovnováhou, u Hromnického, Zeleného a Kamencového jezera s $\text{pH} < 4$ se uplatňuje oxidace pyritu. Průhlednost a barva vody (rozmezí 0,4–12 m, č. 5–22 FU) se značně lišily v závislosti na trofii jezera. U všech fyzikálních parametrů byla zjištěna výrazná sezonalita výskytu minim a maxim. Koncentrace iontů Ca, Mg, SO_4^{2-} a alkalita vody vykazaly těsnou závislost na druhu těžené suroviny s minimy u lokalit po těžbě vyvřelých hornin/šterkopísků a maximy u sedimentárních hornin, popř. lokalit po těžbě sulfidických rud/sádrovce. Výskyt forem $N_{\text{anorg.}}$ obecně souvisí s dynamikou asimilace/rozkladu organické hmoty, extrémní koncentrace $N_{\text{amon.}}$ byly zjištěny při dně meromiktických jezer (až 16 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a u jezer v intravilánech obcí s možností antropogenní kontaminace, která se patrně projevuje i v případě iontů Na a Cl^- . Celková mineralizace vody sahala od 27 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (U Kyzu) po 8 $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Hromnické jezero), zvýšené hodnoty vykazala zvláště meromiktická jezera. U některých analytů (Mg, K, formy dusíku, alkalita) byla prokázána výrazná sezonalita minim a maxim v závislosti na biogenních procesech, u jiných (Ca, Na, Cl^-) se teoretické předpoklady nepotvrdily nebo byly nejednoznačné. Celkem osm jezer bylo klasifikováno jako oligotrofní s koncentrací chlorofylu-*a* do 2,5–3 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, většina jezer je eutrofního charakteru (koncentrace chlorofylu-*a* > 10 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, maxima až 294 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) se znaky mezotrofie až hypertrofie.

U Hromnického jezera (pH 2,5–4) byly zaznamenány četné jevy související s přítomností permanentní meromixie jako omezená cirkulace vody pouze do hloubky 3 m (a to jen v podzimním období), výrazné zpoždování maxim a minim teploty mezi mixolimnionem a chemoklinou (až 6 měsíců) a anoxické podmínky ve stabilním monimolimnionu s vysokými koncentracemi Fe (1800 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Al (160 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a SO_4^{2-} (5400 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Při nízkých hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu ($E_h \sim 150$ mV) již dochází k částečné redukci SO_4^{2-} na S(-II), která se uplatňuje při srážení některých kovů (Cd, Cu, Zn). V hypertrofním prostředí s vysokou koncentrací fosforu (PO_4^{3-} až 1,6 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) bylo zjištěno několik druhů fytoplanktonu adaptovaných na extrémní podmínky (*Coccomyxa* sp., *Chromulina* sp.) a v souvislosti s tím zaznamenána výrazná mixolimnetická maxima kyslíku s nasycením až 270 %.

Abstract

Anthropogenic lakes constitute a significant part of the Czech countryside water component which has not been given sufficient attention so far. The presented thesis deals with the assessment of variability of physico-chemical properties of water in 30 selected pit lakes in order to identify specific features associated with quarrying of different mineral raw materials, basin morphometry and trophic level of the lakes affecting the quality of accumulated water. In the second part of the thesis the author deals with the comprehensive limnological study of the Hromnické Lake with extreme water chemism resulting from excavation of pyritic shales and focuses on the phenomenon of meromixis especially. The results are based on the evaluation of physical properties of water in the lake vertical profile (temperature, conductivity, dissolved oxygen, pH, transparency and colour) and chemical analyzes of water samples collected from the surface and bottom of the lakes during the four seasons in 2003–07 (determination of Ca, Mg, Na, K, $N_{\text{ammon.}}$, NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- and alkalinity), including determination of chlorophyll-*a*. In the case study of the Hromnické Lake conducted in 2010–11, the analysis of hydrological regime of the lake, determination of PO_4^{3-} , TOC, selected metals (Fe, Mn, Al, Zn, Ni, Cu, Co, Cr), sulfide sulfur S(-II) and the biological analysis of planktonic organisms were also added.

In eight out of 30 anthropogenic lakes (Čankov, Srní, Hromnické and Zelené Lake, U Kyzu, Vápenka and Šluknov) the presence of morphologically or chemically determined meromixis was identified with significant temperature anomalies in chemocline/monimolimnion. It was found that oxygen conditions are closely related to the trophic level of the lake with a clinograde or positive heterograde distribution in most lakes presented with lack of oxygen at the bottom and extreme values of saturation in metalimnion (up to 320%, $\sim 34 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ O}_2$). In Velká Amerika, Výkleky and Jasenice an orthograde distribution was observed with oxygen saturation $\geq 100\%$ up to the bottom. The pH value (range 2.5–9.2) in most lakes is determined by the lime-carbonic acid equilibrium, at Hromnické, Zelené and Kamencové Lake with $\text{pH} < 4$ the oxidation of pyrite is predominant. Transparency and colour of water (range 0.4–12 m, No. 5–22 FU) varied considerably depending on trophic level of the lake. All physical parameters showed significant seasonality in occurrence of minima and maxima. The concentration of Ca, Mg, SO_4^{2-} and alkalinity showed a close dependence on the type of raw material extracted with minima in the sites of igneous rocks and gravel/sand and maxima in the sites of sedimentary rocks or sulphide ores/gypsum excavation. Occurrence of $N_{\text{inorg.}}$ generally associated with the dynamics of assimilation/degradation of organic matter, extreme concentration $N_{\text{ammon.}}$ were found at the bottom of meromictic lakes (up to $16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and in lakes within urban areas with the possibility of anthropogenic contamination, which reflects also in the case of Na and Cl^- ions probably. The total mineralization of water ranged from $27 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (U Kyzu) up to $8 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Hromnické Lake) and was high in meromictic lakes especially. Some analytes (Mg, K, $N_{\text{inorg.}}$, alkalinity) demonstrated pronounced seasonality of minima and maxima due to biogenic processes in water, while the others (Ca, Na, Cl^-) did not or were inconclusive. Eight lakes were classified as oligotrophic with chlorophyll-*a* concentration up to $2.5\text{--}3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, most lakes represented an eutrophic state (chlorophyll-*a* concentration $> 10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, maximum $294 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) with signs of mesotrophy and hypertrophy.

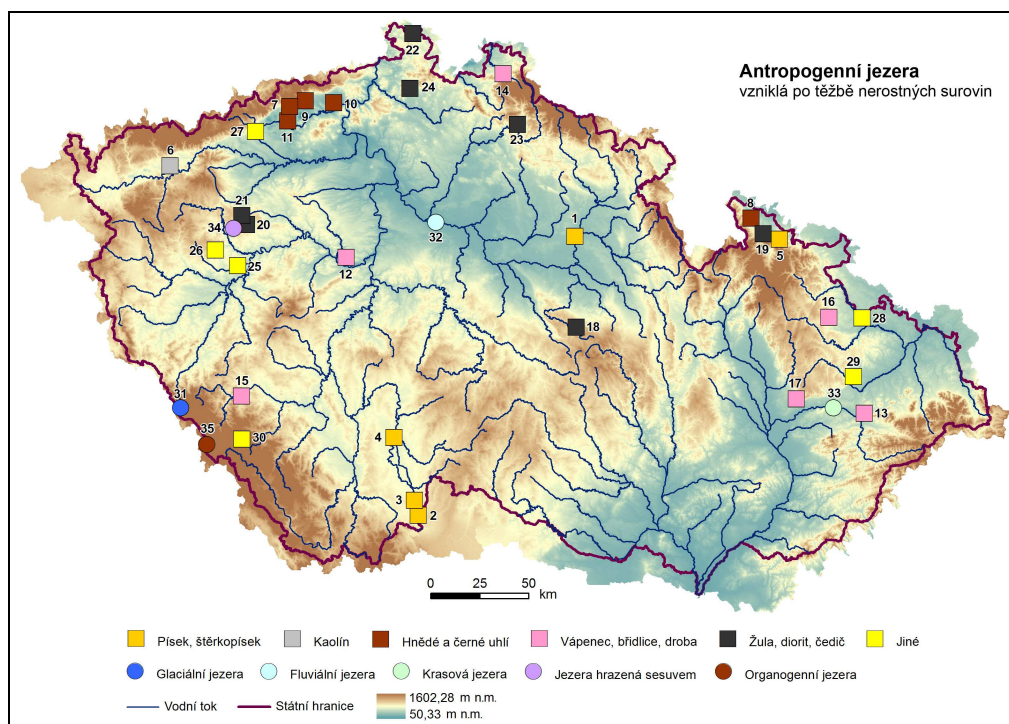
In Hromnické Lake ($\text{pH} 2.5\text{--}4$) numerous phenomena related to permanent meromixis were recorded, e.g. limited circulation of water to a depth of 3 m (in autumn only), significant delays in water temperature maxima/minima within the chemocline (up to 6 months) and anoxic conditions in stable monimolimnion with high concentrations of Fe ($1800 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Al ($160 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and SO_4^{2-} ($5400 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Low values of redox potential ($E_h \sim 150 \text{ mV}$) lead to partial reduction of SO_4^{2-} to S(-II) that applies to the precipitation of some metals (Cd, Cu, Zn). In hypertrophic environment with high concentrations of PO_4^{3-} (up to $1.6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) several phytoplankton species adapted to extreme conditions were found (*Coccomyxa* sp., *Chromulina* sp.) and associated with significant mixolimnetic oxygen maxima (up to $\sim 270\%$).

1 Úvod

Zatopené lomy tvoří významnou součást vodní složky české krajiny. Tato tzv. antropogenní jezera jsou z pohledu kvality vody nejrozmanitější ze všech genetických typů jezer vyskytujících se na území České republiky a sahají od silně eutrofizovaných, pozvolna zarůstajících zatopených žulových lomů přes čistá oligotrofní jezera po těžbě vápence až po lokality s extrémním chemismem s velmi nízkým pH a vysokým obsahem rozpuštěných kovů. Některé lokality se za dobu své existence proměnily v cenná refugia vodní flóry a fauny s výskytem ohrožených a chráněných druhů, jiné slouží k rekreačním účelům nebo (a ne zcela výjimečně) jako zdroj kvalitní pitné či užitkové vody. Pro svou četnost a rozmanitost si antropogenní jezera jistě zaslouží pozornost jak laickou, tak odbornou, přičemž získané informace o množství a kvalitě vody mohou sloužit nejen k rozšíření většího povědomí o specifických vlastnostech tohoto genetického typu jezer, ale i jako důležité indicie určující směr jejich potenciálního využití v lokálním i regionálním měřítku.

2 Cíle práce

Předkládaná disertační práce se zabývá srovnáním a hodnocením celkové variability fyzikálně-chemických vlastností vody 30 vybraných antropogenních jezer (obr. 1) vzniklých po těžbě nerostných surovin v ČR s cílem identifikovat specifika spojená s těžbou konkrétního typu nerostné suroviny, morfometrickými poměry jezerní pánve a stupněm oživení jezera (trofií), které ovlivňují kvalitu akumulované vody. Ve druhé části disertační práce se autor na základě vlastních měření z let 2010–11 věnuje detailní studii Hromnického jezera u Plzně vzniklého po těžbě pyritických břidlic s extrémním chemismem vody (pH=2,5, vysoký obsah síranů a rozpuštěných kovů) s cílem popsat současný stav a zhodnotit roční variabilitu fyzikálně-chemických vlastností vody, identifikovat přítomné druhy organismů adaptované na extrémní podmínky a v souvislosti s tím poukázat na specifický jev tzv. meromixie a zákonitosti s tím spojené.



Obr. 1 Typy a lokalizace hodnocených antropogenních jezer – 1 Březhrad, 2 Halámky, 3 Františkov, 4 Veselí, 5 Florián, 6 Čankov, 7 Litvínov, 8 Pelnář, 9 Barbora, 10 Milada, 11 Most, 12 Velká Amerika, 13 Jasenice, 14 Vápenka, 15 Čimické jezero, 16 Svobodné Heřmanice, 17 Výkleky, 18 Srní, 19 Rampa, 20 Ostrovec, 21 Lhotský vrch, 22 Sluknov, 23 Jílové, 24 Panská skála, 25 Hromnické jezero, 26 Zelené jezero, 27 Kamencové jezero, 28 Stříbrné jezero, 29 Jestřabí, 30 U Kyzu, 31 Čertovo jezero, 32 Václavka, 33 Hranická propast, 34 Mladotické jezero, 35 Rokytecká slat’.

3 Použité metody

Při zpracování výsledků byla použita primární data z terénních měření, laboratorních analýz chemismu vody a chlorofylu-*a*, uskutečněných v rámci výzkumného projektu GA ČR „Atlas jezer České republiky“, řešeného na katedře fyzické geografie a geoekologie PřF UK v letech 2003–05. S výjimkou jezer po těžbě písku na Lužnici (KŘTĚNOVÁ 2006) se autor měření osobně aktivně účastnil. Pro komplexnější zhodnocení specifických vlastností vody českých antropogenních jezer byla do výsledků práce zahrnuta i převzatá data fyzikálně-chemických rozborů vody z Kamencového jezera a hydrických rekultivací po těžbě hnědého uhlí Barbora, Milada a Most, stejně jako data z pěti referenčních lokalit, čítající typické zástupce ostatních genetických typů jezer na území České republiky.

Pro zachycení hlavních změn v ročním cyklu cirkulace vody bylo měření fyzikálních vlastností vody bylo prováděno 4× do roka nad nejhlubším místem jezera v kroku 0,25–0,5 m za pomoci multiparametrické sondy YSI 6290, na některých lokalitách, měřených v letech 2003–04, bylo použito přístrojů firmy Gryf. Měření průhlednosti vody bylo provedeno pomocí Secchiho desky, pozorování barvy vody podle Forel-Uleovy stupnice. Odběr vzorků vody probíhal společně s měřením fyzikálních vlastností a to z vrstvy vody 0,5 m pod hladinou a z vrstvy vody 1–1,5 m nade dnem (pomocí Van Dornova válce) kvůli eliminaci ovlivnění sedimenty. Vzorky byly na místě zachlazeny a dopraveny do laboratoře Velký Pálenec u Blatné (Ústav pro životní prostředí, PřF UK). Stanovení aniontů a kationtů bylo provedeno metodou iontové chromatografie, stanovení pH a alkality na automatickém titrátoru pomocí skleněné a kalomelové referenční elektrody. Chlorofyl-*a* byl stanoven na fluorometru Turner TD-700 podle metodiky „9+1“ (nepublikováno), kdy se ke vzorku vody o objemu 1 ml přidává 9 ml 100% acetonu, hodnocení trofie jezer bylo provedeno na základě čtyř různých klasifikací (např. VOLLENWEIDER, KERÉKES 1982). Vzorky vody z Hromnického jezera byly analyzovány v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G. Masaryka prostřednictvím průtokové analýzy (NH_4^+ , NO_3^-), kapalinové chromatografie (SO_4^{2-} , Cl^-), emisní spektrometrie ICP-AES (Na, K, Ca, Mg, Al, Cu, Zn, Fe_{tot}), vysokoteplotní spalovací metody za přítomnosti Pt-katalyzátoru (TOC) a spektrofotometrických metod (PO_4^{3-} , Fe(II), S(-II)). Chlorofyl-*a* byl po mikrofiltraci (Whatman \varnothing 9 mm) a zpufování na pH=7 stanoven podle metodiky PECHARA (1987) (aceton+methanol) na fluorometru Turner TD-700. Živý fytoplankton byl pozorován mikroskopem při zvětšení 40× a 100×.

Data byla zpracována v programech Microsoft Excel a Surfer 8.0 (interpolace metodou Kriging), k průměrným hodnotám ukazatelů byla spočítána směrodatná odchylka. Kromě hodnocení vlastností vody ve vertikálním profilu a srovnání lokalit na základě průměrných hodnot ukazatelů u hladiny a u dna byla zhodnocena i sezonalita výskytu jejich minim a maxim.

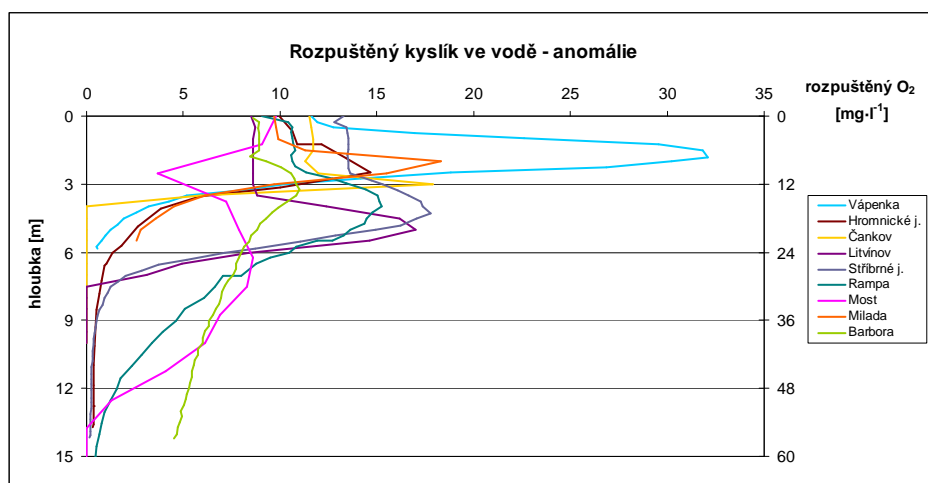
4 Výsledky a diskuse

4.1 Fyzikální vlastnosti vody

Hodnocená antropogenní jezera se z pohledu základních fyzikálních charakteristik jeví ve srovnání s jezery jiných genetických typů jako velice rozmanité vodní útvary. Velikost jezer, specifická morfometrie jezerní pánve, charakter těžené horniny a blízkého okolí jezera (vliv vegetace na trofii jezera) a různé stáří jednotlivých lokalit tak umožnily vznik některých fenoménů, které se u jiných genetických typů jezer vyskytují spíše ojediněle. Z 30 hodnocených antropogenních jezer bylo na základě podzimního gradientu konduktivity vody identifikováno 8 meromiktických lokalit (Zelené jezero, Hromnické jezero, Vápenka, Srní, Čankov, U Kyzu, Most a Šluknov), u kterých byl rovněž prokázán vliv teploty podzemní vody (případně geologického podloží) na teplotu vody v monimolimnionu a v chemoklině. Ten se od určité hloubky dané horní hranicí chemokliny projevil jednotným trendem teplotních profilů během roku, nárůstem teploty vody směrem ke dnu jezera, popř. dlouhodobě vyšší teplotou hlubinné vody ~10 °C, podobný nárůst teploty je však u meromiktických jezer běžný (např. DENIMAL ET AL. 2005). Je zřejmé, že

fenomén meromixie je na základě výše uvedených specifík antropogenních jezer typický právě pro tento genetický typ, u jiných typů jezer vyskytujících se na území ČR tento jev nebyl prokázán (ŠOBR 2007). Průměrné roční hodnoty konduktivity vody u hladiny se pohybovaly od 40–170 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ u jezer po těžbě vyvřelých hornin a písků, přes 300–600 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ u jezer po těžbě vápence a hnědého uhlí až po ~2400 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ u lokalit po těžbě hornin s extrémním chemismem (Stříbrné a Hromnické jezero). Minima konduktivity byla zaznamenána na jaře v souvislosti s táním ledu, popřípadě biogenní dekalifikací, maxima pak v zimě patrně v souvislosti s rozpouštěním v sedimentárních horninách přítomného kalcitu a hlinitokřemičitanů.

Kyslíkové poměry jednotlivých antropogenních jezer úzce souvisí s jejich trofickou úrovní. Na většině lokalit byla zaznamenána klinográdní nebo pozitivně heterográdní distribuce kyslíku s metalimnetickými maximy kyslíku s hodnotami nasycení v rozmezí 120–200 %, v extrémním případě jezera Vápenka až 320 % (odpovídá 34 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ rozpuštěného O_2) (obr. 2). Na oligotrofních lokalitách Velká Amerika, Výkleky a Jasenice byla zjištěna zřídka se vyskytující ortográdní distribuce kyslíku s nasycením celého vodního sloupce na hodnoty ≥ 100 %, která u jiných genetických typů jezer v ČR dosud nebyla zaznamenána (ŠOBR 2007). Většina eutrofních jezer s výraznými letními minimy kyslíku u dna vykázala během podzimní mixe dobré oxické podmínky v celém vodním sloupci, dlouhodobě zhoršené, převážně anoxické podmínky byly zaznamenány u většiny meromiktických jezer nebo u jezer s velkou relativní hloubkou s omezenými možnostmi cirkulace (např. lokalita Srní). Hladinová maxima nasycení rozpuštěným kyslíkem byla zaznamenávána především na jaře a v létě v souvislosti s asimilací fytoplanktonu, minima pak na podzim v souvislosti s vyšší mírou biochemické oxidace odumřelé organické hmoty v celém vodním sloupci jako důsledek podzimní mixe.



Obr. 2 Pozitivně a negativně heterográdní distribuce kyslíku u vybraných antropogenních jezer s metalimnet. maximy.

Hodnota pH vody většiny antropogenních jezer je výsledkem uhlíčitanové rovnováhy související s asimilací/degradací fytoplanktonu, a to jak v rámci vertikálního profilu jezera, tak v rámci sezonality ročních období. V souvislosti s tím dosahovalo průměrné roční pH vody při hladině jezer výrazně vyšších hodnot než u dna (medián průměrných hodnot pH činí 7,99, respektive 7,27), stejně tak byly zaznamenány prokazatelně vyšší hladinové hodnoty pH ve vegetačním období (8,38) oproti období vegetačního klidu (7,62). Absolutní maximum pH způsobené fotosyntetickou produkcí činilo 9,26 (Jílové), i to však není hodnota nijak extrémní ve srovnání s některými produkčními rybníky s pH až ~10 (SVOBODOVÁ A KOL. 1987). Závislost pH vody na charakteru/chemismu těžené suroviny nebyla prokázána s výjimkou specifických lokalit Zeleného, Hromnického a Kamencového jezera, kde je extrémně nízké $\text{pH} < 3$ výsledkem chemické oxidace pyritu. U většiny lokalit bylo zjištěno rozdíly mezi pH změřeným *in situ* a pH stanoveným v laboratoři, patrně z důvodu dodatečného rozpouštění CO_2 ve vzorcích před jejich analýzou.

Průhlednost a barva vody antropogenních jezer stejně jako kyslíkové poměry úzce souvisí s jejich trofií. U oligotrofních lokalit Svobodné Heřmanice, Výkleky, Velká Amerika, Litvínov,

Jasenice a Zelené jezero byla zaznamenána průměrná roční průhlednost vody 5–7 metrů, která se na lokalitách Velká Amerika a Barbora podílela na extrémní mocnosti epilimnionu s homotermií do hloubky 5–6 metrů. Podzimní maximum průhlednosti, zaznamenané na lokalitě Svobodné Heřmanice (12 m), je vůbec nejvyšší hodnotou zaznamenanou u jezer v ČR. Průhlednost vody eutrofních antropogenních jezer dosahuje v průměru 1,5 metru. Maxima průhlednosti byla zaznamenána nejčastěji v zimě a brzy na jaře po tání ledu, minima pak v létě vlivem vegetačního zákalu. Ještě těsnější závislost vykazalo zbarvení vody s vyššími hodnotami odstínů FU stupnice zaznamenanými v období vegetační sezóny. U oligotrofních jezer se barva vody pohybovala v modrozelených odstínech (č. 5–8), u eutrofních jezer pak nejčastěji v odstínech zelenožluté až žluté (č. 15–18), u silně eutrofních lokalit v odstínech hnědožluté až hnědé (č. 19–22).

4.2 Chemické vlastnosti vody

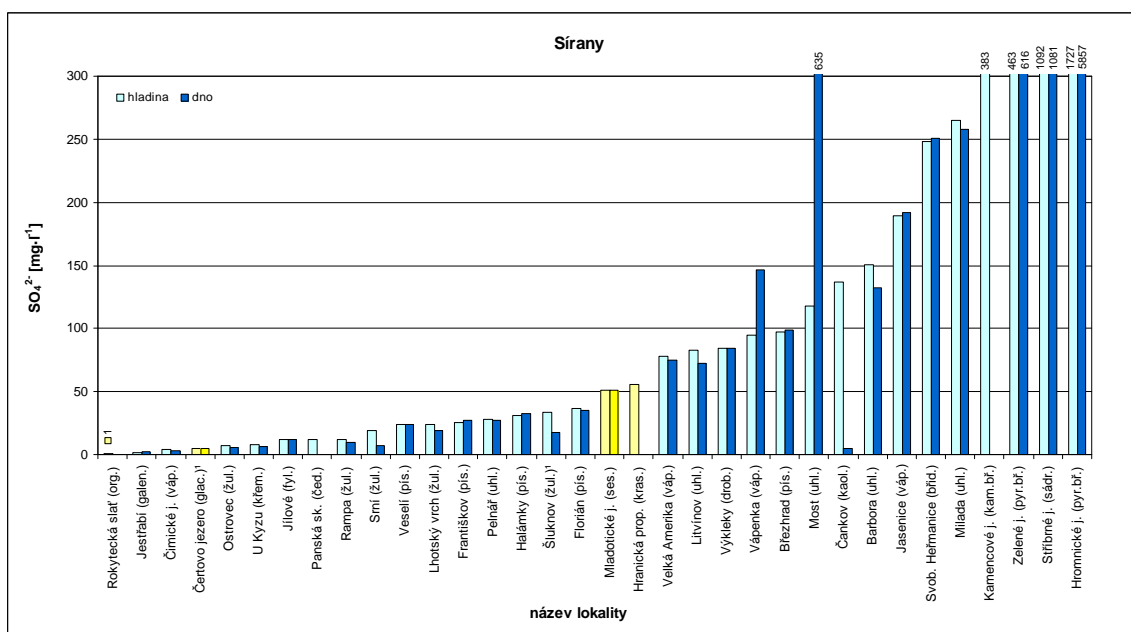
Chemismus vody jezer vzniklých po těžbě nerostných surovin je obdobně jako fyzikální vlastnosti vody velmi rozmanitý. V zásadě je určován geologickým pozadím (geochemií a fyzikálními vlastnostmi těžené horniny) a biologickým oživením (trofii) dané lokality, antropogenní vlivy se projevují spíše podružně, především u jezer ležících v intravilánech obcí a měst (Kamencové jezero, Březhrad, Stříbrné jezero, Litvínov). Z pohledu minim stanovených analytů se některé lokality blíží minerálně chudému jezeru na Rokytecké slati, v maximech antropogenní jezera ostatní genetické typy jezer výrazně převyšují.

Koncentrace iontů Ca a Mg vykazaly poměrně těsnou závislost na druhu těžené horniny s minimy u lokalit po těžbě vyvěřelých hornin a písků ($\text{Ca} < 20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{Mg} < 5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), přes jezera po těžbě vápence a hnědého uhlí ($\text{Ca} 40\text{--}80 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{Mg} 10\text{--}40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) po lokalitu Stříbrného jezera s mimořádnými hodnotami Ca ($450 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) vlivem rozpouštění sádrovce. Z přírodních lokalit byly vyšší hodnoty zaznamenány jen u jezera v Hranické propasti s nižším pH s vyšší koncentrací CO_2 , stejný vliv se projevil i u lokality Vápenka a téměř u všech hlubinných vzorků meromiktických jezer (2–4× vyšší hodnoty než při hladině). V případě hořčíku byl zaznamenán vliv vegetační sezóny na jeho roční variabilitu s jarními minimy v důsledku jeho odnímání rostlinami pro syntézu chlorofylu (PITTER 2009, WETZEL 2001), úbytek vápníku v letním období v souvislosti s nárůstem pH a biogenní dekalifikací byl málo zřetelný. Z důvodu hojného zastoupení hlinitokřemičitanů alkalických kovů v horninách nebyla u iontů Na a K zjištěna obecná závislost jejich koncentrace na druhu těžené suroviny, relativně více se však podílejí na chemismu vody jezer po těžbě vyvěřelých hornin s minimy Ca a Mg. Na zvýšených hodnotách koncentrace sodíku u jezer Litvínov, Březhrad, Čankov, Stříbrné a Kamencové jezero se zřejmě podílejí antropogenními vlivy (rekreační aktivity, solení silnic, lokální komunální znečištění), u jezer Milada a Most vyšší koncentrace (do $125 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) patrně souvisí s jejich napouštěním říční vodou, případně s vyluhováním obnaženého podloží. Vyšší koncentrace draslíku ($21 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) zjištěné u Kamencového jezera souvisí s rozpouštěním kamence, žádné extrémy však nebyly zjištěny. Z důvodu odnámání draslíku z půdy (popř. i z vody jezer) při asimilaci rostlinné hmoty byla zjištěna těsná závislost koncentrace draslíku na vegetační sezóně s jarními minimy a podzimními maximy.

Koncentrace amoniakálního a dusičnanového dusíku je výsledkem spolupůsobení procesů rozkladu odumřelé organické hmoty, její asimilace a splachů dusíku z jejich okolí. Výskyt forem dusíku závisí na pH vody a oxických podmínkách (velikosti oxidačně-redukčního potenciálu). Vysoké koncentrace amoniakálního dusíku, primárního produktu rozkladu organické hmoty, byly zaznamenány v monimolimnionech většiny meromiktických jezer a v hypolimnionech velké části eutrofních jezer se silnou klinográdní distribucí kyslíku s extrémními maximy $16 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Nízké hodnoty obecně vykazala oligotrofní jezera, vyšší hodnoty byly opět zaznamenány u jezer v intravilánech obcí (možné antropogenní znečištění), vysoké hodnoty u hladiny Zeleného ($1,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) a Kamencového jezera ($9,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) byly zřejmě ovlivněny lokálním fekálním znečištěním spolu s inhibicí nitrifikace vlivem nízkého pH. Maxima amoniakálního dusíku byla v souvislosti s intenzivním rozkladem organické hmoty zaznamenána nejčastěji v létě, minima vlivem probíhající nitrifikace v zimě a na jaře. Koncentrace NO_3^- u hladiny obecně nepotvrdily závislost na trofii jezer

a jejich množství spíše souvisí s lokální dynamikou asimilace organické hmoty a přisunu dusičnanů do vody. Nejvyšší koncentrace z tohoto pohledu vykázaly hydrické rekultivace Milada a Most ($\sim 10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) v souvislosti s napouštěním z okolních vodotečí a referenční průtočné Mladotické jezero ($20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) ležící v intenzivně zemědělsky obdělávané oblasti. Zejména u jezera Milada brání většímu odbourávání NO_3^- jeho oligotrofní status. V souvislosti s převládajícími redukčními podmínkami nebyly žádné dusičnany zjištěny v hlubinných vzorcích téměř všech meromiktických jezer. Maximální hodnoty byly zaznamenány nejčastěji na jaře po tání sněhu a v souvislosti s jarní mixí, minima pak v teplé části roku v souvislosti s asimilací organické hmoty fytoplanktonem, makrofyty a vegetací v okolí jezer.

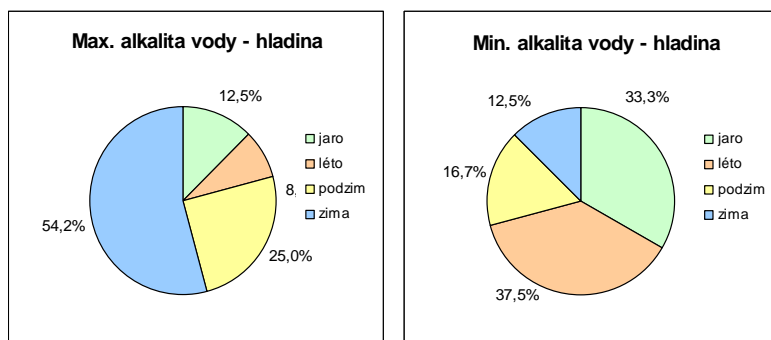
Koncentrace síranů ve velmi úzce souvisela s chemismem těžené horniny (obr 3). U jezer po těžbě sádrovce, kamence a sulfidických rud byly zjištěny velmi vysoké koncentrace síranů $400\text{--}1800 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, u lokalit po těžbě uhlí (obsahuje podíl pyritu) činily průměrné koncentrace $80\text{--}250 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejnížší hodnoty byly zaznamenány u jezer po těžbě vyvřelých hornin ($<30 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), kde je cyklus síry svázán především s biochemickým rozkladem a asimilací hmoty obsahující organicky vázanou síru, přičemž forma výskytu síry závisí podobně jako u dusíku na hodnotě pH a ORP. Výrazný, $10\text{--}50\%$ úbytek síranů s hloubkou (patrně v důsledku částečné redukce na sulfidickou síru) byl zaznamenán u striktně meromiktických jezer Čankov, Srní a Šluknov (zde sensoricky prokázán H_2S), u lokalit Most a Hromnické jezero je absence, resp. přítomnost S(-II) výsledkem specifické kombinace hodnot pH a ORP. Sezonalita nebyla u SO_4^{2-} prokázána. Na všech lokalitách byly zjištěny celkově nízké koncentrace chloridů, jejich zvýšení většinou souvisí s antropogenním znečištěním. Nejnížší hodnoty vykázaly lokality po těžbě vyvřelých hornin ($<10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), nejvyšší pak lokality v intravilánech obcí a hydrické rekultivace Most a Milada ($57 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Výsledky sezonality však zcela nepotvrdily očekávané konzervativní chování chloridů ve vodním prostředí, jarní hladinový pokles koncentrace v souvislosti s táním ledu byl doplněn o výrazné hlubinné podzimní až zimní minimum, jehož příčiny zůstávají neznámé.



Obr. 3 Průměrná roční koncentrace síranů u hladiny a u dna vybraných jezer po těžbě nerostných surovin v ČR.

Hodnoty alkality vody ($\text{KNK}_{4,5}$) vykazují značnou závislost na druhu těžené suroviny. Nízké hodnoty $0,2\text{--}1,2 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$ byly zaznamenány u lokalit po těžbě vyvřelých hornin a písků s malou pufrací kapacitou, vyšší alkalita souvisí s přítomností karbonátů a hlinitokřemičitanů, které jsou ve vodě rozpouštěny za vzniku iontů HCO_3^- (většina jezer). To je zvláště patrné na lokalitách Vápenka a Čankov (hlubinné vzorky) s hodnotami alkality $\sim 12 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Alkalita se může během roku měnit v souvislosti s biogenní dekarbonací, tvorbou vápenných schránek některých druhů fytoplanktonu (zaznamenaná minima ve vegetačním období) a rozpouštěním karbonátů (v horninách, sedimentech,

odumřelé hmotě) a aluminosilikátů v podzimním a zimním období (obr. 4). Z uvedeného je zřejmé, že nízkou mineralizací vody obecně vykazaly lokality po těžbě odolných vyvřelých hornin a nevápnicových štěrkopísků s průměrnými hladinovými hodnotami 40–130 mg·l⁻¹. Vůbec nejnižší hodnoty byly zjištěny v jezeře U Kyzu po těžbě odolného křemence (26,5 mg·l⁻¹), přesto jsou však hodnoty 10× vyšší než u organogenní jezera na Rokytecké slati (2,3 mg·l⁻¹), utvářeného především chemismem srážek. Jezera po těžbě hnědého uhlí a mořských sedimentů vykazala průměrnou hladinovou mineralizaci 200–500 mg·l⁻¹, vyšší hodnoty ~800 mg·l⁻¹ zaznamenané na lokalitách Vápenka a Milada souvisejí s vyšší koncentrací HCO₃⁻. Nejvyšší mineralizace byla spolu s hlubinnými vzorky vody z meromiktických jezer Most, Čankov a Vápenka (~1100 mg·l⁻¹) zaznamenaná u síranových vod Stříbrného a Hromnického jezera (~1800 mg·l⁻¹), přičemž u dna posledně jmenovaného dosáhla 6 g·l⁻¹, respektive 8 g·l⁻¹ (včetně stanovení kovů při měření v letech 2010–11).



Obr. 4 Sezonalita výskytu maximálních a minimálních hodnot alkality vody při hladině vybraných antropogenních jezer.

4.3 Biologické ukazatele vody

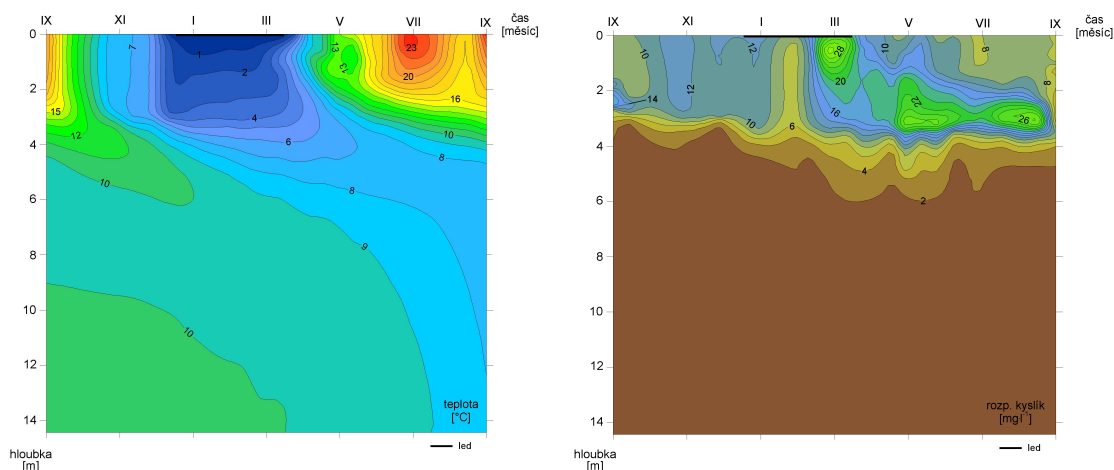
Průměrné roční koncentrace chlorofylu-*a* ve vodě antropogenních jezer vykazaly velké výkyvy. Oligotrofní jezera jsou charakteristická průměrnou roční koncentrací chlorofylu-*a* do 2,5–3 µg·l⁻¹, eutrofní jezera pak koncentrací >10 µg·l⁻¹. Nejvyšší průměrné roční koncentrace byly zaznamenány na eutrofních až hypertrofních lokalitách Vápenka a Jestřabí, přičemž průměrná hodnota na lokalitě Jestřabí je zdatelně zkršlena absolutním maximem 294 µg·l⁻¹, stanoveném v zimním vzorku vody odebraném těsně pod ledem (bez tohoto výkyvu činila průměrná hodnota chlorofylu-*a* 32 µg·l⁻¹). Podobné výjimečné vysoké zimní maximum 133 µg·l⁻¹ bylo zjištěno i na lokalitě Čimické jezero, tato hodnota však narozdíl od hypertrofního jezera Jestřabí naprosto nekoresponduje s hodnotami zjištěnými při ostatních měřeních, jejichž průměr činil pouze 0,4 µg·l⁻¹, což jsou hodnoty typické pro vysoce oligotrofní jezera. Zimní maximum 76 µg·l⁻¹ bylo zaznamenáno i na lokalitě Hromnického jezera v lednu 2011, způsobené namnožením řasy (zlativky) *Chromulina* sp. U obou předchozích lokalit však vzhledem k absenci rozborů fytoplanktonu zůstává přesná příčina extrémního zvýšení neznámá. U některých meromiktických a eutrofních lokalit koncentrace chlorofylu u dna výrazně převýšily ty hladinové, zvláště pak u jezer Čankov, U Kyzu a Šluknov, kde jsou patrně výsledkem zvýšené akumulace sedimentovaného fytoplanktonu ve stabilním monimolimnionu či chemoklině. Přestože měření irradiance nebylo součástí fyzikálních měření, není u jezer Čankov a Šluknov pravděpodobné, že by intenzita slunečního záření v této hloubce ještě stačila k fotosyntéze fytoplanktonu a tedy i k asimilaci nové hmoty, narozdíl od jezer U Kyzu a Březhrad, které vzhledem k hloubce vykazují poměrně velkou průměrnou průhlednost vody a eufotická vrstva by zde mohla může zasahovat až ke dnu jezera (respektive do hloubky odběru vzorku 1–1,5 m nade dnem). Na lokalitě Hromnického jezera byly v letech 2004–05 zaznamenány výrazně nižší průměrné koncentrace chlorofylu-*a* (10,6 µg·l⁻¹) než v letech 2010–11 (34,3 µg·l⁻¹), kdy hodnoty přes 30 µg·l⁻¹ odpovídají již hypertrofnímu charakteru lokality. Bez přímého srovnání obou metod stanovení však nelze posoudit, zda byly výsledky ovlivněny použitím jiné metodiky, absencí pufrace vzorku nebo pouze meziroční variabilitou. Vyšší koncentrace chlorofylu-*a* byly

zjištěny i na referenční lokalitě organogenního jezera na Rokytecké slati ($11,8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), která jakožto genetický typ bývají obecně velmi málo úživná (WETZEL 2001).

Vyhodnocením trofických tříd bylo mezi 30 zkoumanými antropogenními jezery identifikováno 8 oligotrofních jezer, z nichž většina vykazovala v rámci fyzikálních měření typické znaky oligotrofie (ortográdní nebo specifická heterográdní distribuce kyslíku s relativně vysokým nasycením až ke dnu jezera, vyrovnané vertikální profily konduktivity během roku, značná průhlednost, modrozelené zbarvení vody) s výjimkou meromiktických lokalit Zelené jezero a Most. Většina hodnocených antropogenních jezer byla vyhodnocena jako eutrofní, i mezi nimi však byly nalezeny významné rozdíly se znaky mezotrofie (Florián, U Kyzu, Čankov) i hypertrofie (Vápenka, Jestřabí). Kvůli extrémnímu výkyvu koncentrace chlorofylu-*a* není zcela zřejmý status Čimického jezera, kde by bylo nutné delší pozorování. Na základě dlouhodobě snížené průhlednosti vykazovala hypertrofní status referenční lokalita fluviálního jezera Václavka, kde se intenzivní asimilace projevila v relativním nedostatku obou forem dusíku (CHALUPOVÁ 2009), cenná srovnávací pozorování koncentrace chlorofylu-*a* však nebyla provedena. Poměrně vysoké průměrné koncentrace chlorofylu-*a* řadí mezi mezotrofní až eutrofní lokality i organogenní jezero na Rokytecké slati. I přes to, že komplexní hodnocení trofie českých jezer nebylo v rámci projektu „Atlas jezer ČR“ prováděno, je z prezentovaných fyzikálních a chemických charakteristik zřejmé, že s výjimkou Čertova jezera a některých krasových jezer s celoročně nízkou teplotou vody je fenomén oligotrofie spojen především s antropogenními jezery po těžbě nerostných surovin.

4.4 Limnologická studie Hromnického jezera

Silně mineralizované Hromnické jezero vzniklé po těžbě pyritických břidlic (PAŠAVA ET AL. 1996) se za 110 let své existence vyvinulo ve svébytný ekosystém se stabilním monimolimnionem se dvěma chemoklinami, ležícími celoročně v hloubkách 3–3,5 m, respektive 5–9 m. Vertikální výměna vody v mixolimnionu je omezena pouze na podzimní období z důvodu povrchového snížení konduktivity po jarním tání ledu. Markantní zpoždování maxim a minim teploty vody mezi mixolimnionem a chemoklinou (6 měsíců v hloubce 5 m) potvrzuje propagaci tepla vedeného na molekulární úrovni (VON ROHDEN ET AL. 2009) (obr. 5). Kromě monimolimnetické absence rozpuštěného kyslíku v hloubce pod 8 m byla zaznamenána extrémní mixolimnetická maxima v hloubkách 0,5 m (pod ledem) a 3 m, způsobená fotosyntézou fytoplanktonu *Chromulina* sp. ($31 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), respektive *Coccomyxa* sp. ($28 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (obr. 5). Podobné hodnoty nebyly u jezer po těžbě pyritických břidlic dosud popsány a odpovídají vysoké úživnosti jezera. Hodnoty pH se v závislosti na hloubce jezera celoročně pohybovaly v rozmezí 2,3–4,2, což odpovídá poli stability minerálu schwermannitu (popř. goethitu), jehož rozpouštění a srážení je spolu s oxidací pyritu hlavním určujícím faktorem vývoje chemismu a pH vody v jezere. ORP se celoročně pohyboval od 600 mV při hladině po -50 mV u dna jezera, kde dochází k částečné redukci síranů na sulfidickou síru S(-II), která se uplatňuje při srážení některých kovů (Cd, Cu a Zn) na nerozpustné sulfidy (PITTER 2009).



Obr. 5 Roční chod teploty vody a konduktivity ve vertikálním profilu nad nejhlubším místem Hromnického jezera.

Hromnické jezero lze považovat za iron-meromiktický typ (BOEHRER ET AL. 2009) s narůstajícím množstvím Fe(II) ke dnu jezera, jehož podíl na celkovém rozpuštěném železe Fe_{tot} je v hloubce 5 m již prakticky 100 % (Tab. 1). Nárůst koncentrace s hloubkou vykazuje většina ukazatelů kromě Cd, Cu, Zn (sráženy sulfidickou sírou) a iontů NO_3^- (nitrifikace probíhá jen v oxickém prostředí). V mixolimnionu je koncentrace Fe(II) minimální, většina potenciálně přítomného Fe_{tot} je vysrážena (schwermannit, goethit) do rezavě zbarvených sedimentů v příbřežní zóně jezera. Vysoké koncentrace PO_4^{3-} a TOC, které jsou vzhledem k absenci antropogenního znečištění primárně důsledkem biodegradace opadu ze zalesněného okolí jezera, vytvářejí příznivé podmínky pro jarní rozvoj fytoplanktonu. Z toxických kovů byly zjištěny zvýšené koncentrace Al a Cu, koncentrace rozpuštěných kovů řádově odpovídá lokalitám po těžbě sulfidických rud s pH vody 2,5–4 (např. SÁNCHEZ ESPAÑA ET AL. 2008), ve srovnání s jezery po těžbě hnědého uhlí a lignitu je při stejném pH spolu s koncentrací síranů přibližně o jeden řád vyšší (např. SCHULTZE ET AL. 2010). Ačkoliv by bylo možné předpokládat, že jezero se bude jevit jako hydrogeochemicky již zcela stabilní a z hlediska kvality vody dlouhodobě neměnné, výsledky ročního vývoje fyzikálních (změny konduktivity, pH a ORP) a chemických charakteristik (epizodní výskyt NO_3^- iontů, pokles koncentrace draslíku a variabilita PO_4^{3-} a TOC) tento předpoklad nepotvrzují. I když k vlastnímu promíchávání vody pod úrovní chemokliny z důvodu hustotního gradientu zjevně nedochází, uvedené variability lze vysvětlit změnami v chemismu přítoku podzemní vody z mělkých horizontů okolních hald v závislosti na ročním chodu srážek (popř. evapotranspiraci) a biologickou aktivitou jezera, respektive vegetačním cyklem jeho zalesněného okolí.

Tab. 1 Vybrané ukazatele kvality vody v hloubkových profilech Hromnického jezera – průměr z 8 stanovení s výjimkou Mn (3), Ni (2) a Co, Cd, Cr, S(-II) (1 stanovení), koncentrace v $mg \cdot l^{-1}$.

hloubka	pH	TOC	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	Cl^-	Ca	Mg	Na	K
0,3 m	2,6	3,6	1020	10,5	0,07	0,04	21	124	40	17,3	1,4
5,0 m	3,1	10,0	2310	1,7	0,25	0,83	17	263	98	25,5	5,8
12,0 m	3,7	9,2	5390	1,7	14,50	0,77	21	310	170	31,4	20,6
hloubka	Fe_{tot}	Fe(II)	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Co	Cr	Cd	S(-II)
0,3 m	111	4	43	2,76	2,99	0,56	0,791	0,112	0,030	0,015	<0,01
5,0 m	507	524	98	5,63	2,51	2,23	0,788	0,265	0,053	0,023	<0,01
12,0 m	1790	2017	160	12,60	0,84	4,33	0,154	0,562	0,056	0,002	1,17

Z pohledu chudé druhové biodiverzity organismů adaptovaných na kyselé prostředí s $pH < 3$ je Hromnické jezero nejvíce podobné kyselému lignitovému jezeru AML v Rakousku (MOSER, WEISSE 2011) či lignitovým jezerům v Lužici ve východním Německu (LESSMANN ET AL. 2000). Odlišuje se však znatelně vyššími koncentracemi rozpuštěného fosforu (PO_4^{3-}), ze kterého vyplývá mnohem výraznější rozvoj fytoplanktonu ve svrchní vrstvě jezera. Pravděpodobným důsledkem vysoké koncentrace fosforu je hojnost v průběhu celého roku se vyskytující zelené kokální řasy *Coccomyxa* sp., poskytující potravu pro larvy pakomára *Chironomus plumosus*, který se v AML nevyskytuje. S výjimkou ojedinělého výskytu jediného druhu neidentifikovatelného nálevníka nebyly zjištěni žádní zástupci vířníků ani koryšů, otázka přítomnosti či absence miniaturních druhů vířníků (jako *Cephalodella acidophila* v jezeře AML) však zůstává otevřená. Přítomnost zooplanktonu stejně jako větší druhová diverzita jezera je zjevně limitována společně působícím efektem extrémně nízkého pH a vysokými koncentracemi rozpuštěných toxických forem kovů, zejména hliníku (Al^{3+}) a mědi (Cu^{2+}).

5 Závěr

Antropogenní jezera vzniklá po těžbě nerostných surovin v ČR představují svébytné vodní útvary sahající od jezer oligotrofních holomiktických až po jezera hypertrofní meromiktická. Jakost vody antropogenních jezer ovlivňují chemismus a fyzikální povaha těžené suroviny, specifické morfometrické poměry jezerní pánve, charakter nejbližšího okolí jezera odrážející se v trofii jezera a čas, který uplynul od vzniku jezera. Z prezentovaných výsledků a ze srovnání antropogenních

jezer vzniklých po těžbě nerostných surovin s ostatními genetickými typy jezer na území ČR bylo zjištěno, že antropogenní jezera se vyznačují neobyčejnou rozmanitostí a přítomností některých specifických jevů, které u jiných genetických typů českých jezer nebyly dosud zaznamenávány nebo pouze ojediněle. Právě tato pestrost z nich činí vodní útvary s mnoha možnostmi současného i potenciálního využití a nezaměnitelnou součást české krajiny.

Vybraná literatura

- BERVICOVÁ, D. (2006): Limnologická charakteristika vybraných antropogenních jezer ČR. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 85 s.
- BOHÁČKOVÁ, E. (2005): Hromnické a Zelené jezírko. Bakalářská práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 47 s.
- BOEHRER, B., DIETZ, S., VON ROHDEN, C., KIWEL, U., JÖHNK, K.D., NAUJOKS, S., ILMBERGER, J., LESSMANN, D. (2009): Double-diffusive deep water circulation in an iron-meromictic lake. *Geochemistry Geophysics Geosystems* 10, 1–7.
- DENIMAL, S., BERTRAND, C., MUDRY, J., PAQUETTE, Y., HOCHART, M., STEINMANN, M. (2005): Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzky–Montceau-les-Mines coal basin/Massif Central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry* 20, 825–839.
- HOLENDA, J. (2007): Limnologická charakteristika vybraných antropogenních jezer Moravy a Slezska. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 100s.
- HRDINKA, T. (2004): Antropogenní jezera České republiky. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 155 s.
- HRDINKA, T., ŠOBR, M. (2010): Projevy a příčiny meromixie jezer po těžbě nerostných surovin v Česku. *Geografie* 115, 96–111.
- CHALUPOVÁ, D. (2011): Chemismus vody a sedimentů fluviálních jezer Labe. Disertační práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 272 s.
- KNAPP, P. (2006): Antropogenní jezera v Přírodním parku Jesenicko. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 81 s.
- KŘTĚNOVÁ, M. (2006): Limnologické poměry vybraných pískoven v povodí Lužnice. Diplomová práce. Ústav pro životní prostředí, Univerzita Karlova v Praze, Praha, 70 s.
- LESSMANN, D., FYSON, A., NIXDORF, B. (2000): Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) with pH<3. *Hydrobiologia* 433, 123–128.
- MOSER, M., WEISSE, T. (2011): The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica* 41, 303–315.
- PAŠAVA, J., HLADÍKOVÁ, J., DOBEŠ, P. (1996): Origin of Proterozoic metal-rich black shales from the Bohemian Massif, Czech Republic. *Economic Geology* 91, 63–79.
- PECHAR, L. (1987): Use of acetone-methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-*a* in phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 78, 99–117.
- PITTER, P. (2009): Hydrochemie. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.
- SÁNCHEZ ESPAÑA, J., LÓPEZ PAMO, E., PASTOR SANTOFIMIA, E., DIEZ ERCILLA, M. (2008): The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydrochemistry. *Applied Geochemistry* 23, 1260–1287.
- SCHULTZE, M., POKRANDT, K.-H., HILLE, W. (2010): Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica* 40, 148–155.
- SVOBODOVÁ, Z. A KOL. (1987): Toxikologie vodních živočichů. MZVŽ ČSR a ČRS, Praha, 232 s.
- ŠOBR, M. (2007): Jezera České republiky. Disertační práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 235 s.
- VOLLENWEIDER, R.A., KERÉKES, J. (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156 p.
- VON ROHDEN, C., ILMBERGER, J., BOEHRER, B. (2009): Assessing groundwater coupling and vertical exchange in a meromictic mining lake with an SF₆-tracer experiment. *Journal of Hydrology*, 372, 102–108.
- WETZEL, R.G. (2001): *Limnology – Lake and River Ecosystems*, 3rd ed. Academic Press, San Diego, 1006 p.

1 Introduction

Flooded mining pits form a significant part of the Czech countryside water component. From the perspective of water quality these so-called anthropogenic lakes form the most diverse group of all genetic types of lakes occurring in the Czech Republic. They range from highly eutrophic flooded granite quarries across some oligotrophic lakes after limestone mining to localities with extreme chemism of water with very low pH and high content of dissolved metals. Some localities have developed into valuable ecosystems with endangered and protected species of aquatic flora and fauna, others are used for recreational purposes or (and not exceptionally) as a source of drinking water. Because of their abundance and diversity the anthropogenic lakes certainly deserve the attention of both the public and specialists. Acquired knowledge about quantity and quality of water can serve not only to extend a greater awareness of this genetic lake type, but also as important clues indicating the direction of their potential utilization in local and regional scale.

2 Aims of the study

The thesis deals with the comparison and evaluation of the overall variability of physico-chemical properties of water of 30 selected anthropogenic pit lakes (Fig. 1) after mining mineral raw materials in the Czech Republic in order to identify specific features associated with a particular type of extracted raw material, specific lake basin morphometry and the level of biological activity in lakes (trophic level) that all affect the quality of accumulated water. In the second part of the thesis, the author focuses on a detailed study (2010–11) of the Hromnické Lake near Pilsen that arose after mining of pyritic shales with extreme water chemism (pH~2.5, high content of sulphates and dissolved metals). The principal aims were to describe the current state of the lake, evaluate annual variability of physico-chemical properties of water, identify species of organisms adapted to extreme conditions and to point out the specific phenomenon of meromixis and regularities associated with it.

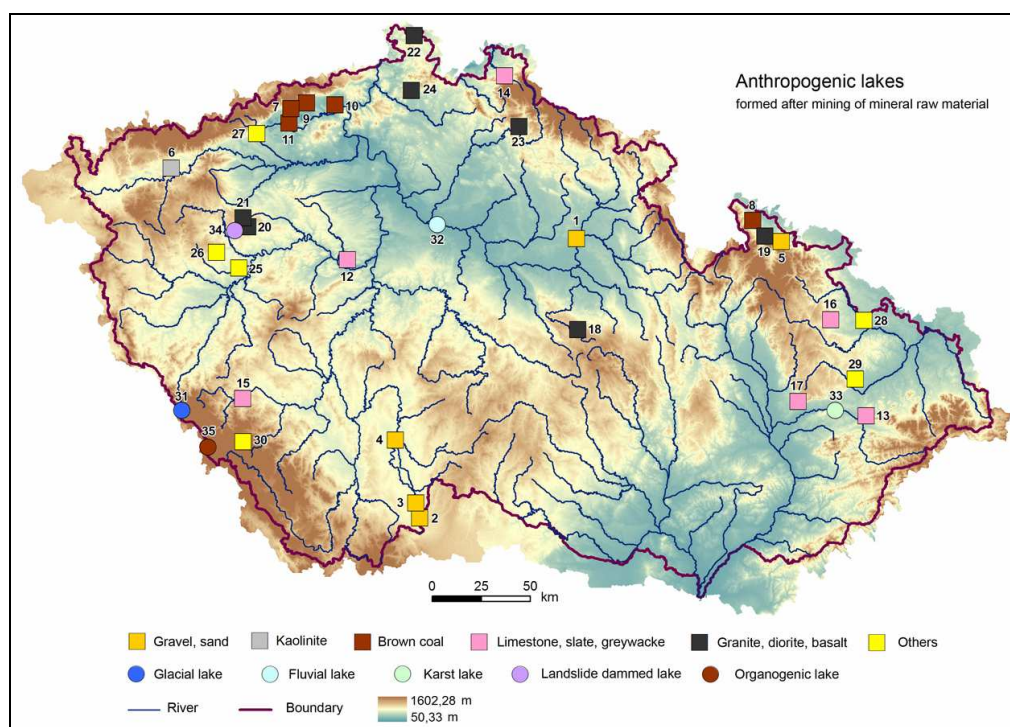


Fig. 1 Typology and localization of anthropogenic lakes – 1 Březhrad, 2 Halámky, 3 Františkov, 4 Veselí, 5 Florián, 6 Čankov, 7 Litvínov, 8 Pelnář, 9 Barbora, 10 Milada, 11 Most, 12 Velká Amerika, 13 Jasenice, 14 Vápenka, 15 Čimické Lake, 16 Svobodné Heřmanice, 17 Výkleky, 18 Snří, 19 Rampa, 20 Ostrovec, 21 Lhotský vrch, 22 Sluknov, 23 Jílové, 24 Panská skála, 25 Hromnické Lake, 26 Zelené Lake, 27 Kamencové Lake, 28 Stříbrné Lake, 29 Jestřábí, 30 U Kyzu, 31 Čertovo Lake, 32 Václavka, 33 Hranická propast, 34 Mladotické Lake, 35 Rokytecká slat’.

3 Material and Methods

For the result processing the primary data from field measurements, laboratory analyzes of water chemistry and chlorophyll-*a* were used collected within the research project GA CR 'Atlas of Lakes of the Czech Republic' that was solved at the Department of Physical Geography and Geoecology at Charles University in Prague in 2003–05. With the exception of lakes after mining gravel sand in the Lužnice River catchment (KŘTĚNOVÁ 2006), the author personally actively participated on all the measurements. For a more comprehensive assessment of the specific properties of Czech anthropogenic lakes the data from physico-chemical analyzes of water from the Kamencové Lake and aqueous reclamations of large brown coal mines Barbora, Milada and Most were taken into account and as well the data from five reference localities comprising of representatives of the other genetic lake types in the Czech Republic.

To capture the major changes in the annual cycle of water circulation the measurement of physical properties of water was carried out 4 times a year above the deepest point of the lake in steps from 0.25 m to 0.5 m using a multiparametric probe YSI 6290. In some locations, measured in 2003–04, the Gryf instruments were used. Water transparency measurements were performed using a Secchi disc, observing the colour of water with a Forel-Ule colour scale. Water sampling was carried out together with measurements of physical properties from the layer of 0.5 m below the surface and the layer 1–1.5 m above the bottom (using a Van Dorn bottle) due to possible contamination with sediments. Water samples were kept in cold and transported to the laboratory Velký Pálenec near Blatná (Institute for Environmental Studies, Faculty of Science). Determination of anions and cations was performed by ion chromatography, pH and alkalinity on the automatic titrator with glass and calomel reference electrode. Chlorophyll-*a* was assessed on the Turner TD-700 fluorometer according to the methodology '9+1' (unpublished) where 9 ml of 100% acetone was mixed with 1 ml of water sample. Assessment of trophic level of the lakes was based on four different classifications (e.g. VOLLENWEIDER, KERÉKES 1982). Water samples from the Hromnické Lake were analyzed in laboratories of the T.G.Masaryk Water Research Institute in Prague by the use of flow analysis (NH_4^+ , NO_3^-), liquid chromatography (SO_4^{2-} , Cl^-), emission spectrometry ICP-AES (Na, K, Ca, Mg, Al, Cu, Zn, Fetot), high temperature combustion method in the presence of Pt-catalyst (TOC) and some spectrophotometric methods (PO_4^{3-} , Fe(II), S(-II)). Chlorophyll-*a* concentration (after microfiltration of samples on the Whatman \varnothing 9 mm and pufration to pH=7) was assessed according to the methodology of PECHAR (1987) (acetone+methanol) with use of the fluorometer Turner TD-700. Live phytoplankton was observed in the microscope at a magnification of 40 \times and 100 \times .

The data were processed in Microsoft Excel and Surfer 8.0 (Kriging interpolation method), the mean values and the standard deviation was calculated for all the parameters. Apart from the properties of water in the vertical profile and comparison of localities based on the mean values of parameters measured at the surface and at the bottom a seasonality of occurrence of the minima and maxima was also evaluated.

4 Results and Discussion

4.1 Physical Properties of Water

Anthropogenic lakes in a view of basic physical characteristics appear as very diverse water bodies in comparison with other genetic lake types. Lake size, specific basin morphometry, characteristics of extracted raw material and lake surroundings (influence of vegetation on trophic level) and different age of individual lakes allow the emergence of certain phenomena that other genetic lake types does not possess or at least very rarely. Eight out of 30 anthropogenic lakes were identified as meromictic lakes based on autumn gradient of water conductivity (Zelené and Hromnické Lake, Vápenka, Srní, Čankov, U Kyzu, Most and Šluknov) that have also shown the influence of groundwater temperature (or bedrock temperature) on temperature of monimolimnion

and chemocline. The influence is characterized by uniform trend of temperature profiles during the whole year from a certain depth (upper limit of chemocline), increase in water temperature towards the bottom of the lake and higher long-term deep water temperature around 10 °C, eventually. Similar increase in temperature is quite common phenomenon in meromictic lakes (e.g. DENIMAL ET AL. 2005). It is clear that the phenomenon of meromixis based on the above mentioned specifics of anthropogenic lakes is typical for this genetic lake type, in other lake types occurring in the Czech Republic this phenomenon has not been observed so far (ŠOBR 2007). The average annual value of conductivity of surface water ranged from 40–170 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the lakes after mining of igneous rocks and gravel sand, across 300-600 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the lakes after mining of limestone and brown coal to the values of $\sim 2400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ at localities after mining of raw materials with extreme chemism (Stříbrné and Hromnické Lake). Minima of conductivity were recorded in spring in connection with ice melting or biogenic decalcification, the maxima in winter in connection with dissolution of sedimentary rocks rich in calcite and aluminosilicates probably.

Oxygen conditions of individual anthropogenic lakes are closely related to their trophic level. At most locations a clinograde or positive heterograde distribution of oxygen was recorded with metalimnetic maxima of oxygen saturation in the range of 120–200% with extreme case of Vápenka locality (320%, equivalent to 34 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ dissolved O_2) (Fig. 2). At oligotrophic locations Velká America, Výkleky and Jasenice a rare orthograde distribution was detected with saturation in the entire water column $\geq 100\%$ that has not yet been recorded in other genetic lake types in the Czech Republic (ŠOBR 2007). Most eutrophic lakes with significant summer oxygen minima at the bottom recorded good aerobic conditions in the entire water column during the autumn mixis. A long-term deterioration or largely anoxic conditions were recorded in most of meromictic lakes or lakes with a huge relative depth that limits the circulation of water (e.g. Smí). Maxima of saturation with dissolved oxygen were recorded mainly in spring and summer in connection with the assimilation of phytoplankton, minima in autumn in connection with a higher rate of biochemical oxidation of dead organic matter throughout the water column as a result of the autumn mixis.

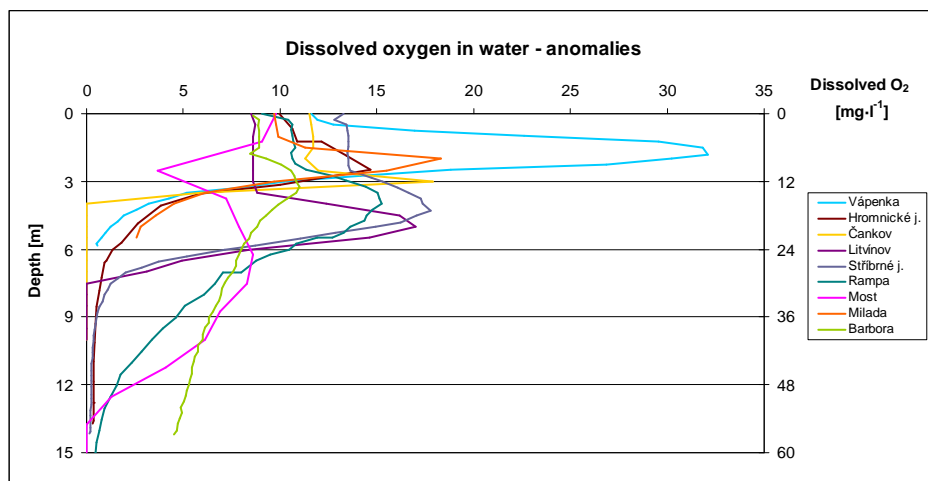


Fig. 2 Positive and negative heterograde distribution of oxygen in selected anthropogenic lakes with metalim. maxima.

The pH value of water of most anthropogenic lakes is the result of lime-carbonic acid equilibrium associated with the assimilation/degradation of phytoplankton, both in the vertical profile of the lake and during the year as well. In this context the average annual surface water pH was significantly higher in comparison with the bottom water (median of mean values was 7.99 and 7.27, respectively) as well as significantly higher pH was recorded during the growing season (8.38) over a period of dormancy (7.62). Absolute pH maximum due to photosynthetic production reached 9.26 (Jílové), although this is not yet extreme value compared to some productive ponds with pH up to ~ 10 (SVOBODOVÁ ET AL., 1987). Dependence of pH on the nature/chemism of exploited raw material has not been recorded except from specific localities of Hromnické, Zelené and Kamencové Lake, where extremely low $\text{pH} < 3$ is the result of chemical oxidation of pyrite. At most localities considerable differences between the pH values measured *in situ* and in the laboratory

have been detected because of additional dissolution of CO₂ in water samples prior to analysis probably.

Transparency and colour of water in anthropogenic lakes is similarly to oxygen conditions closely related to their trophic level. At oligotrophic localities Svobodné Heřmanice, Výkleky, Velká America, Litvínov, Jasenice and Zelené Lake the mean annual water transparency reached 5–7 m, which contributed at localities of Velká America and Barbora to the development of a huge epilimnions with homothermy up to 5–6 m. Autumn maximum of transparency, recorded at Svobodné Heřmanice (12 m) is the highest value recorded for the lake of any type in the Czech Republic. Transparency of eutrophic anthropogenic lakes reach 1.5 m in average. Maxima of transparency were observed most frequently in winter and early spring after ice melting, minima in summer due to vegetation turbidity. Even closer dependence was proved in colour of water with higher values (FU scale) recorded during the growing season. In oligotrophic lakes the colour matched the blue-green shades (No. 5–8), with yellow-green to yellow shades in eutrophic lakes (No. 15–18) and brown-yellow to brown shades at severely eutrophic localities (No. 19–22).

4.2 Chemical Properties of Water

Water chemism of lakes after mining of mineral raw materials is similarly to the physical properties of water very diverse. In principle, it is determined by the geological background (geochemistry and physical properties of extracted raw material) and biological activity (trophic level) of the lake. Anthropogenic influences are of minor significance and more pronounced in lakes located within urban areas and towns (Kamencové and Stříbrné Lake, Březhrad, Litvínov). In terms of minimal values of chemical parameters some localities are getting close to the mineral-poor peat-bog lake at Rokytecká slat', in maxima anthropogenic lakes surpass other genetic lake types very markedly.

Concentrations of Ca and Mg ions showed relatively close dependence on the type of raw material extracted with minima in localities after mining of gravel sand and volcanic rocks (Ca <20 mg·l⁻¹, Mg <5 mg·l⁻¹), across the lakes after mining of limestone and brown coal (Ca 40–80 mg·l⁻¹, Mg 10–40 mg·l⁻¹) up to the Stříbrné Lake with exceptional values of Ca (450 mg·l⁻¹) due to dissolution of extracted gypsum. In other lake types higher values were recorded in the karst lake Hranická propast with lower pH and higher CO₂ concentrations, the same influence can be seen in Vápenka lake and almost all bottom samples of water from meromictic lakes (2–4× higher values than at the surface). In case of Mg ions concentration the strong effect of seasonality was observed with annual spring minima due to its removal by plants to synthesize chlorophyll (PITTER 2009, WETZEL 2001). Minima of Ca concentration in summer in connection with increase of pH and biogenic decalcification were much less distinct. Due to abundant presence of aluminosilicates of alkali metals in many types of raw materials, there was detected no general dependency of Na and K ions concentration on the type of raw material extracted, but they are relatively more involved in the water of lakes after mining of igneous rocks with lows Ca and Mg content. The increased values of Na ion at Litvínov, Březhrad, Čankov, Stříbrné a Kamencové Lake are probably related to anthropogenic influence (recreational activities, salting roads, local municipal pollution), in lakes Most and Milada (up to 125 mg·l⁻¹) are probably related to their filling with river water or by leaching of the exposed bedrock. Higher concentrations of K ion (21 mg·l⁻¹) found in the Kamencové Lake are connected with dissolution of alum, no extremes, however, were found. Because of removal of K ion from the soil (or from lake water) in the process of plant assimilation a close dependence of K ion concentrations on seasons was found with spring minima and autumn maxima.

The concentration of ammonia and nitrate nitrogen is the result of several processes interaction, e.g. decomposition of dead organic matter, its assimilation, flushes of nitrogen from lake surroundings etc. Occurrence of nitrogen forms depends on the pH of water and oxic conditions (value of the redox potential). High concentrations of ammonia nitrogen as the primary product of decomposition of organic matter were recorded in monimolimnion of most meromictic lakes and

hypolimnion of large part of eutrophic lakes with strong clinograde oxygen distribution with extreme maxima up to $16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Low values were generally found in oligotrophic lakes, higher values were again observed in lakes within urban areas (possible anthropogenic pollution) with high values in Zelené ($1.4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and Kamencové Lake ($9.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) probably influenced by local fecal pollution along with inhibition of nitrification due to very low pH. Maxima of ammonia nitrogen in context of intensive decomposition of organic matter were usually observed in summer, minima due to ongoing nitrification in winter and spring. The concentration of NO_3^- generally did not confirm the dependence on the trophic level of lakes and its quantity is rather related to the local dynamics of assimilation of organic matter and flushes of nitrate from lake surroundings. In this point of view the highest concentrations were found in aqueous reclamations Milada and Most ($\sim 10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) in connection with their filling from the surrounding streams and in the reference Mladotické Lake ($20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) located in intensively cultivated agricultural area. Especially in case of Milada oligotrophic status of the lake prevents from larger degradation of NO_3^- . In context with the prevailing reductive conditions there were no nitrates found in bottom samples from almost all meromictic lakes. Nitrate maxima were observed mostly in spring after snow melting and in connection with the spring mixis, minima in the warm part of the year in relation to assimilation of organic matter by phytoplankton, macrophytes and vegetation in lake surroundings.

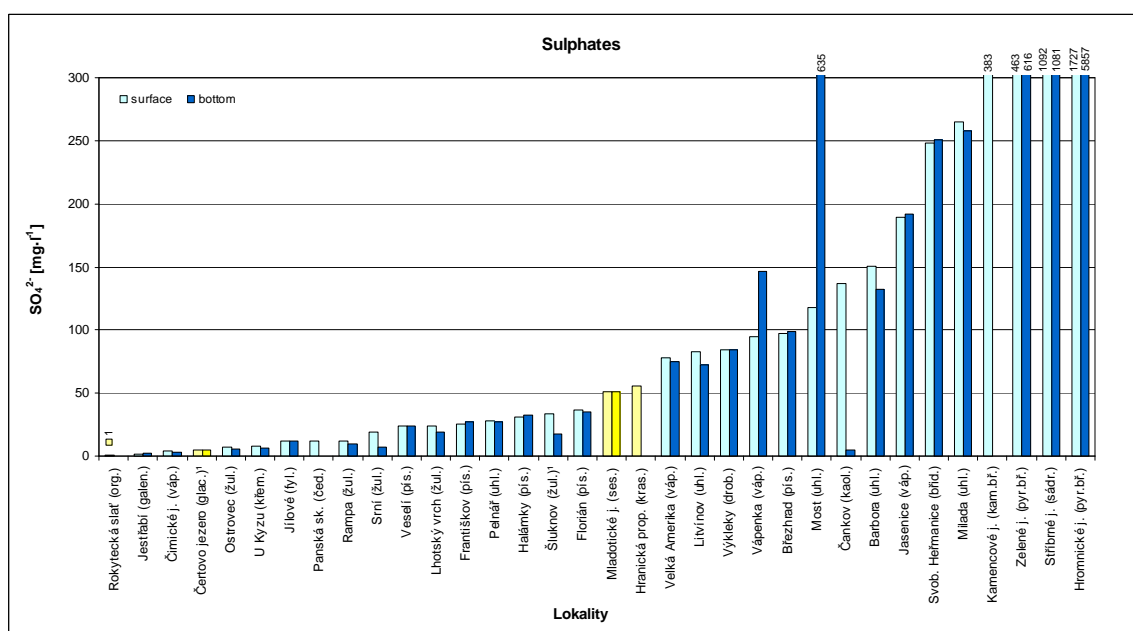


Fig. 3 Surface and bottom mean annual concentration of sulphates in selected anthropogenic lakes in CR.

Sulphate concentration is very closely related to the chemism of extracted raw material (Fig. 3). In the lakes after mining of gypsum, alum and sulphide ores have been found very high concentrations of sulphates $400\text{--}1800 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, in the localities after coal mining (include share of pyrite) the average concentration reached $80\text{--}250 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. The lowest values were recorded in the lakes after mining of igneous rocks ($<30 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), where the sulphur cycle is linked mainly with the biochemical assimilation and decomposition of organic matter containing organically-bound sulphur. The presence of sulphur forms depends similarly to nitrogen on pH value and redox potential. Significant 10–50% decrease in sulphate concentration with depth (probably due to partial reduction of the sulphide sulphur) was observed in strictly meromictic lakes Čankov, Srní and Šluknov (sensorically proved H_2S). In other meromictic localities Most and Hromnické Lake the absence/presence of S(-II) is the result of specific combination of pH and ORP values. Seasonality of SO_4^{2-} was not proved. In all anthropogenic lakes generally low levels of chloride were found, increase of Cl^- was usually associated with anthropogenic pollution. The lowest mean values were recorded in lakes after mining of igneous rocks ($<10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), the highest at localities within urban areas and in aqueous reclamations Most and Milada ($57 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Seasonality results did not entirely

confirmed the expected stability of chloride concentration in the aquatic environment, surface decrease of concentration in spring in connection with ice melting was accompanied by significant autumn to winter minimum at the bottom, whose causes remain unknown.

The values of water alkalinity ($ANC_{4,5}$) showed a significant dependence on the type of raw materials extracted. Low values from 0.2 to 1.2 $mmol \cdot l^{-1}$ were observed at localities after mining of igneous rocks and gravel sands with little buffering capacity, higher alkalinity is associated with the presence of carbonates and aluminosilicates, which are dissolved in water to form HCO_3^- ions (most of lakes). This is particularly evident at localities Vápenka and Čankov (bottom sample) with alkalinity $\sim 12 mmol \cdot l^{-1}$. Alkalinity changes during the year in relation to biogenic decalcification, the formation of calcareous shells of some phytoplankton species (i.e. minima in growing season) and dissolution of carbonates (in rocks, sediments, dead matter) and aluminosilicates in the autumn and winter (Fig. 4). From the mentioned above it is clear that low mineralization of water generally showed localities after mining of resistant igneous rocks and non-calcareous gravel sands with mean surface values 40–130 $mg \cdot l^{-1}$. Lowest values were found in the lake U Kyzu after mining of resistant quartzite (26.5 $mg \cdot l^{-1}$), although the values are 10 times higher than in organogenic peat-bog lake at Rokytecká slat' (2.3 $mg \cdot l^{-1}$) affected by rainwater chemism predominantly. In lakes after mining of brown coal and marine sediments the mean level of mineralization reached 200–500 $mg \cdot l^{-1}$, higher values of $\sim 800 mg \cdot l^{-1}$ recorded at Vápenka and Milada locations were associated with higher concentrations of HCO_3^- . The highest mineralization was proved in the bottom samples from meromictic lakes Most, Čankov and Vápenka ($\sim 1100 mg \cdot l^{-1}$) and in sulphate waters of Stříbrné and Hromnické Lake ($\sim 1800 mg \cdot l^{-1}$) with 6–8 $g \cdot l^{-1}$ (excluding/including determination of metals in the spring measurements in 2010–11) at the bottom of the latter one.

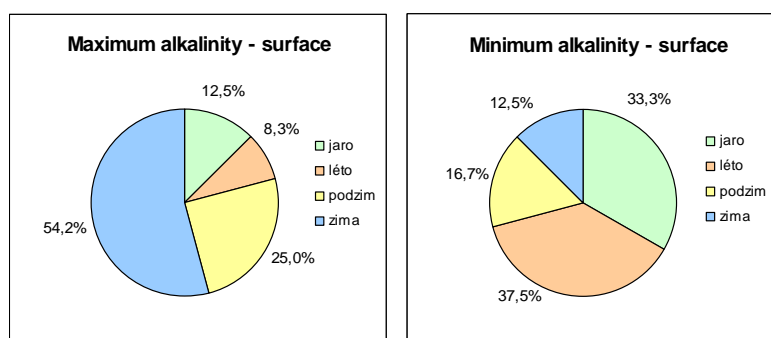


Fig. 4 Seasonality of water alkalinity (occurrence of maxima and minima) in selected anthropogenic lakes in CR.

4.3 Biological Properties of Water

The mean annual concentration of chlorophyll-*a* in water of anthropogenic lakes showed large fluctuations. Oligotrophic lakes are characterized by average annual concentration of chlorophyll-*a* up to 2.5–3 $\mu g \cdot l^{-1}$, eutrophic lakes $> 10 \mu g \cdot l^{-1}$. The highest annual average concentrations were recorded in eutrophic to hypertrophic localities Vápenka and Jestřabí, the mean value at Jestřabí was significantly distorted by the absolute maximum of 294 $\mu g \cdot l^{-1}$, recorded in the winter sample taken just below the ice (without this peak the mean value would be 32 $\mu g \cdot l^{-1}$). Similar exceptional winter maximum 133 $\mu g \cdot l^{-1}$ was also found in Čimické Lake lake, but this value unlike the hypertrophic lake Jestřabí absolutely does not correspond with the values observed during the rest of the year with the mean of only 0.4 $\mu g \cdot l^{-1}$ (values typical for highly oligotrophic lake). Winter maximum of 76 $\mu g \cdot l^{-1}$ was also recorded in the Hromnické Lake in January 2011 caused by the boom of algae *Chromulina* sp. However, in both previous localities, the exact cause of extreme increase remains unknown due to the absence of the phytoplankton analyzes. In some meromictic and eutrophic lakes chlorophyll concentration at the bottom significantly exceeded the surface values, especially in lakes Čankov, U Kyzu and Šluknov where they are probably the result of increased accumulation of sedimented phytoplankton in a stable monimolimnion or chemocline. Although there was no irradiance observation conducted, in case of Čankov and Šluknov localities

it is not probable that the intensity of solar radiation at this depth is strong enough for phytoplankton photosynthesis and the assimilation of new matter, unlike the localities U Kyzu and Březhrad where, due to higher water transparency, the euphotic layer could reach the bottom of these lakes (or the sampling depth 1–1.5 m above the bottom). In Hromnické Lake significantly lower mean chlorophyll-*a* concentration ($10.6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) were recorded in 2004–05 than in 2010–11 ($34.3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) where the values over $30 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ corresponded with a hypertrophic state. Without a direct comparison of both methods of chlorophyll determination can not be clearly assessed whether the results were affected by using a different methodology, the absence/presence of purgation of water sample to pH=7 or just by the annual variability. Higher concentrations of chlorophyll-*a* were detected in the reference peat-bog lake at Rokytecká slat' ($11.8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), which as a genetic type should be generally of low trophic and biological activity (WETZEL 2001).

Eight out of 30 anthropogenic lakes were classified as oligotrophic, most of which showed during the physical measurements typical signs of oligotrophy (orthograde or specific heterograde oxygen distribution with relatively high oxygen saturation towards the bottom of the lake, balanced vertical profiles of conductivity during the year, high transparency, blue-green colour of water) with the exception of meromictic localities Zelené jezero a Most. Most of anthropogenic lakes was evaluated as eutrophic, however, significant differences were found with signs of mesotrophy (Florian, U Kyzu, Čankov) and hypertrophy (Lime, Jestřabí). Due to extreme fluctuations in the concentration of chlorophyll-*a*, the status of the Čimické Lake is not clear and longer observation would be necessary. Based on very low long-term transparency the hypertrophic status was identified in the reference fluvial lake Václavka, where the intensive assimilation resulted in a relative lack of both forms of nitrogen (CHALUPOVÁ 2009), but valuable comparative observations of chlorophyll-*a* concentration were not carried out. According to relatively high mean concentration of chlorophyll-*a* the reference mineral-poor peat-bog lake at Rokytecká slat' can be classified as as mesotrophic to eutrophic one. Despite the fact that a comprehensive evaluation of the trophic level of Czech lakes was not conducted, it is evident on the basis of presented physical and chemical properties that with the exception of glacial Čertovo Lake and some karst lakes with low water temperature the oligotrophy phenomenon is mainly associated with anthropogenic lakes after mining of mineral raw materials.

4.4 Limnological study of the Hromnické Lake

Over 110 years of its existence, the highly mineralized Hromnické Lake formed after the mining of pyritic shales (PAŠAVA ET AL. 1996), has evolved into a distinctive ecosystem with a stable monimolimnion and two chemoclines at the depth of 3–3.5 m and 5–9 m, respectively. Vertical exchange of water in the mixolimnion is limited to the autumn season only due to profound decrease of surface conductivity after the melting of the ice cover. A marked delay of water temperature maxima and minima between the mixolimnion and the chemocline, which lasts up to 6 months at the depth of 5 m, confirms the propagation of heat conducted on a molecular level (VON ROHDEN ET AL. 2009) (Fig. 5). Apart from the monimolimnetic absence of dissolved oxygen at the depth below 8 m, an extreme mixolimnetic maxima were observed at the depth of 0.5 m (below the ice) and 3 m, caused by photosynthesis of *Chromulina* sp. ($31 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ O}_2$) and *Coccomyxa* sp. ($28 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ O}_2$), respectively (Fig. 5). Similar values have not been observed in lakes after the mining of pyritic shales so far and they correlate with the high trophic state of the lake. Depending on the depth of the lake, the pH values ranged between 2.3–4.2 all the year, which are the values typical of hydrogeochemically stable environment of lakes after the mining of sulphide ores and lignite with an admixture of pyrite. The pH value corresponds to the stability field of schwertmannite (and goethite), whose dissolution and precipitation, together with the oxidation of pyrite, are the determining factor of the development of lake water chemistry and pH. ORP ranged all year from 600 mV by the surface to -50 mV at the bottom of the lake, where limited reduction of sulphates to sulphidic sulphur S(-II) occurs in the weakly anoxic environment. This comes into play in the precipitation of some metals (Cd, Cu, Zn) to insoluble sulphides (PITTER 2009).

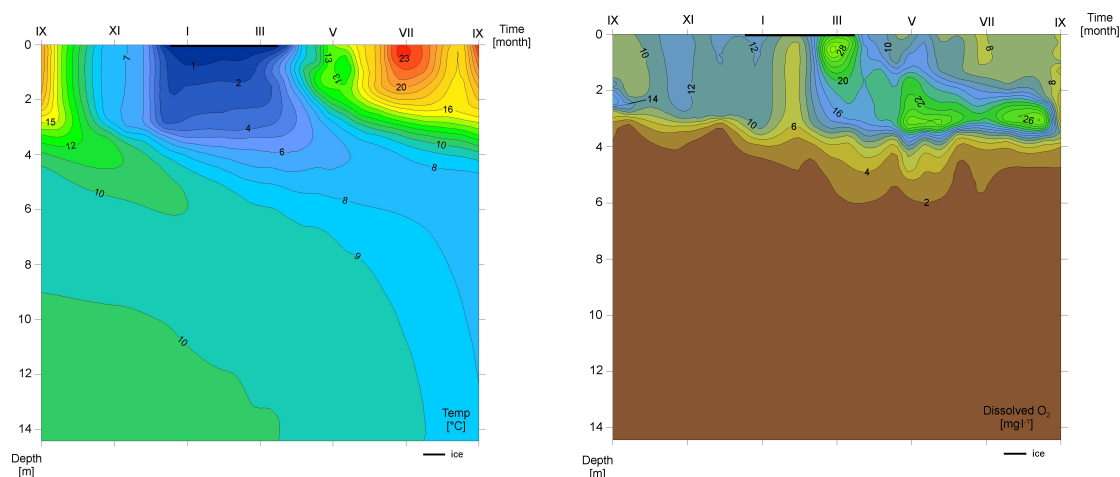


Fig. 5 Year-round course of temperature nad dissolved oxygen above the deepest point of the Hromnické Lake.

The Hromnické Lake can be regarded as an iron-meromictic type (BOEHRER ET AL. 2009), with a growing amount of Fe(II) towards the bottom of the lake, whose share in the total dissolved Fe_{tot} was practically 100% at the depth of 5 m (Tab. 1). A similar concentration increase with depth was observed in other chemical parameters as well, except Cd, Cu, Zn (precipitated by sulphidic sulphur) and NO_3^- ions (nitrification in an oxic environment only). The concentration of Fe(II) in the mixolimnion was minimal, while it is obvious that substantial part of the potentially present Fe(III) was precipitated (schwertmannite, goethite) to reddish-brown sediments close to the lake shore. High concentrations of PO_4^{3-} and TOC are caused, given the absence of an anthropogenic source of pollution, mainly by biodegradation of leaf fallout from the densely forested surroundings, thus providing favourable conditions for growth of the phytoplankton. As for toxic metals, higher concentrations of Al and Cu were detected, the concentration of dissolved metals generally corresponds to other sites after the mining of sulphide ores with water pH~2.5–4 (e.g. SÁNCHEZ ESPAÑA ET AL. 2008). In comparison with lakes formed after the mining of brown coal and lignite it is, together with the concentration of sulphates, by about one order higher (e.g. SCHULTZE ET AL. 2010). Although it might be assumed that the lake will appear hydrogeochemically stable and invariable as regards the changes in the quality of water, the results of the yearly development of selected physical (changes in conductivity, pH, and ORP) and chemical properties (episodic occurrence of NO_3^- ions, long-term decrease in K^+ concentration and the variability of PO_4^{3-} and TOC) do not confirm this assumption. Because there was no water mixing below the level of the chemocline due to density gradient, the variability mentioned above can be explained by the changes in the chemistry of inflowing groundwater from shallow horizons of the surrounding heaps depending on the yearly course of rainfall (evapotranspiration) and by the biological activity of the lake, or the vegetation cycle of its surroundings.

Tab. 1 Selected parameters of water quality in depth profiles of the Hromnické Lake – mean of 8 determinations with exception of Mn (3), Ni (2) and Co, Cd, Cr, S(-II) (1 determination), concentrations in $mg \cdot l^{-1}$.

Depth	pH	TOC	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	PO_4^{3-}	Cl ⁻	Ca	Mg	Na	K
0.3 m	2.6	3.6	1020	10.5	0.07	0.04	21	124	40	17.3	1.4
5.0 m	3.1	10.0	2310	1.7	0.25	0.83	17	263	98	25.5	5.8
12.0 m	3.7	9.2	5390	1.7	14.50	0.77	21	310	170	31.4	20.6
Depth	Fe_{tot}	Fe(II)	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Co	Cr	Cd	S(-II)
0.3 m	111	4	43	2.76	2.99	0.56	0.791	0.112	0.030	0.015	<0.01
5.0 m	507	524	98	5.63	2.51	2.23	0.788	0.265	0.053	0.023	<0.01
12.0 m	1790	2017	160	12.60	0.84	4.33	0.154	0.562	0.056	0.002	1.17

From the perspective of poor biodiversity of species of organisms adapted to acidic environments with pH <3 the Hromnické Lake is mostly similar to acidic lignite lake AML in Austria (MOSER. WEISS 2011) or to lignite lakes in Lusatia in eastern Germany (LESSMANN ET AL.

2000). It differs markedly in higher concentrations of dissolved phosphorus (PO_4^{3-}), which results in a much stronger development of phytoplankton in the upper layer of the lake. The probable result of high concentrations of phosphorus is an abundant year-round occurrence of green algae *Coccomyxa* sp. providing the food for midge larvae *Chironomus plumosus*, which does not occur in AML. With the exception of a single occurrence of one kind of unidentified ciliate no representatives of rotifers or crustaceans were identified. The question of the presence or absence of a miniature species of rotifers (as *Cephalodella acidophila* in AML) remains open. The presence of zooplankton as well as greater species diversity of the lake is apparently limited by synergic effect of extremely low pH and high concentrations of dissolved forms of toxic metals, particularly aluminium (Al^{3+}) and copper (Cu^{2+}).

5 Conclusions

Anthropogenic lakes created by mining of mineral raw materials in the Czech Republic constitute very distinct water bodies ranging from oligotrophic holomictic lakes to hypertrophic meromictic ones. Water quality of anthropogenic lakes is influenced mainly by chemism and physical nature of mineral raw materials extracted, specific lake basin morphometry, character of the lake surroundings reflected in the trophic level of the lake and time elapsed since the creation of the lake. In the view of presented results and comparison of anthropogenic lakes with other genetic lake types in the Czech Republic it is apparent that anthropogenic lakes distinguish in extraordinary diversity and the presence of some specific phenomena that have not yet been recorded in other genetic types of Czech lakes or at least very sporadically. It is the diversity that makes their water suitable for many options of present and potential utilization as they became an unmistakable part of the Czech countryside.

Selected references

- BERVICOVÁ, D. (2006): Limnological characteristics of selected anthropogenic lakes in the Czech Republic (in Czech). Diploma Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 85 p.
- BOHÁČKOVÁ, E. (2005): Hromnické and Zelené Lakes (in Czech). Bachelor Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 47 p.
- BOHRER, B., DIETZ, S., VON ROHDEN, C., KIWEL, U., JÖHNK, K.D., NAUJOKS, S., ILMBERGER, J., LESSMANN, D. (2009): Double-diffusive deep water circulation in an iron-meromictic lake. *Geochemistry Geophysics Geosystems* 10, 1–7.
- DENIMAL, S., BERTRAND, C., MUDRY, J., PAQUETTE, Y., HOCHART, M., STEINMANN, M. (2005): Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzky–Montceau-les-Mines coal basin/Massif Central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry* 20, 825–839.
- HOLENDA, J. (2007): Limnological characteristics of selected anthropogenic lakes in Moravia and Silesia (in Czech). Diploma Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 100 p.
- HRDINKA, T. (2004): Anthropogenic lakes in the Czech Republic (in Czech). Diploma Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 155 p.
- HRDINKA, T., ŠOBR, M. (2010): Manifestations and causes of meromixis in lakes resulting from mineral raw material extraction in Czechia (in Czech). *Geografie-Prague* 115, 96–111.
- CHALUPOVÁ, D. (2011): Water and sediment chemistry of fluvial lakes of the Elbe River (in Czech). Ph.D. Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 272 p.
- KNAPP, P. (2006): Anthropogenic lakes in the Jesenícko Nature Park (in Czech). Diploma Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 81 p.
- KŘTĚNOVÁ, M. (2006): Limnological characteristics of selected sand pits in the Lužnice River catchment (in Czech). Diploma Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 70 p.
- LESSMANN, D., FYSON, A., NIXDORF, B. (2000): Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) with $\text{pH} < 3$. *Hydrobiologia* 433, 123–128.
- MOSER, M., WEISSE, T. (2011): The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologia* 41, 303–315.

- PAŠAVA, J., HLADÍKOVÁ, J., DOBEŠ, P. (1996): Origin of Proterozoic metal-rich black shales from the Bohemian Massif, Czech Republic. *Economic Geology* 91, 63–79.
- PECHAR, L. (1987): Use of acetone-methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-*a* in phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 78, 99–117.
- PITTER, P. (2009): Hydrochemistry (in Czech). Institute of Chemical Technology, Prague.
- SÁNCHEZ ESPAÑA, J., LÓPEZ PAMO, E., PASTOR SANTOFIMIA, E., DIEZ ERCILLA, M. (2008): The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydrochemistry. *Applied Geochemistry* 23, 1260–1287.
- SCHULTZE, M., POKRANDT, K.-H., HILLE, W. (2010): Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica* 40, 148–155.
- SVOBODOVÁ, Z. A KOL. (1987): Toxicology of aquatic organisms (in Czech). MZVŽ ČSR a ČRS, Prague, 232 p.
- ŠOBR, M. (2007): Lakes of the Czech Republic (in Czech). Ph.D. Thesis. Charles University in Prague, Faculty of Science, 235 p.
- VOLLENWEIDER, R.A., KEREKES, J. (1982): Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, 156 p.
- VON ROHDEN, C., ILMBERGER, J., BOEHRER, B. (2009): Assessing groundwater coupling and vertical exchange in a meromictic mining lake with an SF₆-tracer experiment. *Journal of Hydrology*, 372, 102–108.
- WETZEL, R.G. (2001): *Limnology – Lake and River Ecosystems*, 3rd ed. Academic Press, San Diego, 1006 p.

CURRICULUM VITAE

RNDr. Tomáš Hrdinka

Osobní údaje/Personal data:

Narozen/Born: 31. 8 1980, Praha

Trvalé bydliště/Address: Nad Strouhou 9, Praha 4, 147 00

Kontaktní adresa/Contact address: Podbabská 30, Praha 6, 160 00

Kontaktní telefon/Contact phone: +420 220 197 337

E-mail: tomas_hrdinka@vuv.cz



Vzdělání/Education:

2004–2006: Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, RNDr. v oboru fyzická geografie a geoekologie/Charles University in Prague, Faculty of Science, RNDr. in Physical Geography and Geoecology

1999–2004: Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Mgr. v oboru fyzická geografie a geoekologie/Charles University in Prague, Faculty of Science, Mgr. in Physical Geography and Geoecology

1995–1999: Gymnázium Jana Keplera, Praha/Jan Kepler Secondary School, Prague

Profesní zkušenosti/Professional experience:

2010–2012: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i. – hydrolog povrchových vod/T.G. Masaryk Water Research Institute, p.r.i. – hydrologist

2007–2009: Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie – asistent/Charles University in Prague, Faculty of Science, Department of Physical Geography and Geoecology – assistant

Odborné dovednosti/Professional skills:

Pokročilá znalost práce s PC – GIS (ArcInfo, MapInfo Professional, Surfer), grafické programy/Advanced knowledge of GIS (ArcInfo, MapInfo Professional, Surfer) and graphic programmes.

Znalost terénního měření s hydrologickými a limnologickými přístroji/Knowledge of field work and use of hydrological and limnological instruments.

Znalost práce a praxe v hydrologické laboratoři/Work experience in hydrological laboratory.

Jazykové znalosti/Language skills:

Anglický jazyk/English – pokročilá znalost/advanced knowledge (First Certificate in English – 2006)

Německý jazyk/German – základní znalost/basic knowledge

Ruský jazyk/Russian – základní znalost/basic knowledge

Výzkumné aktivity/Research activities:

2011–2012: spoluúčast na řešení projektu MŽP ČR „Rebilance zásob podzemních vod v České republice“/participation in project „Review of Groundwater Resources in the Czech Republic“. Ministry of the Environment of the Czech Republic

2010–2011: spoluúčast na řešení projektu „Návrh koncepce řešení krizové situace vyvolané výskytem sucha a nedostatkem vody na území České republiky“ v rámci Bezpečnostního výzkumu MV ČR/participation in project „Proposal of a system for managing emergency situations associated with drought and water scarcity in the Czech Republic“. Ministry of the Interior of the Czech Republic

- 2007–2009: spoluúčast na řešení projektu „Kyrgyzstán – analýza rizik a omezení důsledků protržení hrází vysokohorských jezer“ v rámci zahraniční rozvojové spolupráce MŽP ČR/participation in project „Kyrgyz Republic – analysis of the risk of failure of alpine lake dams and the mitigation of the consequent impacts“. Ministry of the Environment of the Czech Republic
- 2005–2007: spoluúčast na řešení výzkumného záměru MSM 0021620831 „Geografické systémy a rizikové procesy v kontextu globálních změn a evropské integrace“/participation in project „Geographical systems and risk processes in context global changes and European integration“. Ministry of Education. Youth and Sports
- 2005–2007: spoluúčast na řešení projektu MŽP VaV SM/2/57/05 „Změny poříčních ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami“/participation in project „Long-term changes in fluvial ecosystems in floodplains affected by extreme floods“. Ministry of the Environment of the Czech Republic
- 2003–2005: spoluúčast na řešení projektu GA ČR 205/03/1264 „Atlas jezer České republiky – morfometrické, sedimentologické a limnologické poměry jednotlivých genetických typů jezer“/participation in project „Atlas of lakes in the Czech Republic – morphological, sedimentological and limnological ratios of individual genetic types of lakes“. The Grant Agency of the Czech Republic

Vybrané konference/Selected conferences:

- 2010: 8th International Symposium on Ecohydraulics, Seoul, Jižní Korea/South Korea – prezentace/presentation „Possible impacts of floods and droughts on water quality and aquatic organisms“
- 2010: 26th Nordic Hydrological Conference – Hydrology: From Research to Water Management, Riga, Lotyšsko/Latvia – prezentace/presentation „Research objectives and advances in developing adaptation strategies in the Czech Republic“
- 2006: 10th Limnological Conference, Czernica, Polsko/Poland – prezentace/presentation „Typology and utilization of anthropogenic lakes in mining pits in the Czech Republic“
- 2006: 12th Magdeburger seminar, Český Krumlov, ČR/Czech Republic – poster „Anthropogenic lakes in mining pits in the Czech Republic“

Vybrané publikace/Selected publications:

- Hrdinka, T., Šobr, M. (2012): *Specific environment of the most acidified permanently meromictic lake in the Czech Republic*. Limnologica (v recenzním řízení/under review).
- Hrdinka, T., Vlasák, P., Havel, L., Mlejnská, E. (2012): *Possible impacts of climate change on water quality in streams of the Czech Republic*. Hydrology Research (v recenzním řízení/under review).
- Hrdinka, T., Novický, O., Hanslík, E., Rieder, M. (2012): *Possible impacts of floods and droughts on water quality*. Journal of Hydro-environment Research 6(2), 145–150.
- Hrdinka, T., Šobr, M. (2010): *Projevy a příčiny meromixie jezer po těžbě nerostných surovin v Česku (Manifestations and causes of meromixis in lakes resulting from mineral raw material extraction in Czechia, in Czech)*. Geografie-Prague 115(1), 96–111.
- Hrdinka, T., Šobr, M., Janský, B., Česák, J. (2009): *Genetické typy jezer (Genetic classification of lakes, in Czech)*. Atlas krajiny České republiky. Ministerstvo životního prostředí a Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Praha.
- Hrdinka, T. (2007): *Typology and potential utilization of anthropogenic lakes in mining pits in the Czech Republic*. Limnological Review 7, 29–35.
- Hrdinka, T. (2005): *Antropogenní jezera Česka (Anthropogenic lakes in the Czech Republic, in Czech)*. Geografie-Prague 110(3), 210–228.
- Hrdinka, T., Janský, B., Šobr, M. (2003): *Genetická klasifikace jezer České republiky (Genetic classification of lakes in the Czech Republic, in Czech)*, 12–23. In: Janský, B., Šobr, M. a kol.: *Jezera České republiky (Lakes of the Czech Republic, in Czech)*. Přírodovědecká fakulta UK, Praha. ISBN 80-86561-05-4