

Přírodovědecká fakulta

*Katedra fyzické geografie a geoekologie
Program: fyzická geografie a geoekologie*



RNDr. Dagmar Chalupová

Chemismus vody a sedimentů fluviálních jezer Labe

Water and sediment chemistry of fluvial lakes of the Elbe River

Disertační práce

Školitel: Doc. RNDr. Bohumír Janský, CSc.

PRAHA, duben 2011

Poděkování:

Děkuji školiteli Doc. RNDr. B. Janskému, CSc. za cenné rady při zpracovávání disertační práce. Velký dík patří též pedagogům a doktorandům katedry fyzické geografie a geoekologie, jmenovitě RNDr. J. Česákovi, RNDr. P. Havlíkové, RNDr. T. Hrdinkovi, RNDr. T. Chumanovi, Ph.D., RNDr. J. Kocumovi, RNDr. M. Jeníčkovi, Ph.D. a RNDr. M. Šobrovi, Ph.D. za pomoc při terénních měřeních a zpracování dat. Za podnětné rady dále děkuji prof. RNDr. M. Mihaljevičovi, CSc. a pracovníkům laboratoří Geologických ústavů na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy. Dík patří též RNDr. J. Hovorkovi, Ph.D. a zaměstnancům stopové laboratoře G. B. Marshalla na Ústavu pro životní prostředí PřF UK. Dále děkuji zaměstnancům laboratoří fyzikálně-mechanických vlastností hornin Geologického ústavu AV ČR a především pracovníkům odd. vzorkování a měřících stanic a odd. chemických laboratoří Povodí Labe, s. p., v Hradci Králové za pomoc při odběrech sedimentů a provedení analýz vzorků vody.

Velký dík patří též Grantové agentuře Univerzity Karlovy za finanční podporu při řešení této disertační práce a nadaci DBU, která mi umožnila přínosný stipendijní pobyt na Freie Universität v Berlíně. Tímto děkuji též prof. A. Schultemu, Ph.D. a K. Hartmannovi, Ph. D. z oddělení Angewandte Geographie za pomoc při zpracovávání tématu.

Zásadní dík patří za významnou podporu jak finanční, technickou, ale zejména morální mé rodině, zejména mamince, a též všem mým přátelům, kteří mi byli na blízku.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne

RNDr. Dagmar Chalupová

Abstrakt

Předkládaná práce je zaměřena na problematiku fluviálních jezer v Polabí, které bylo již od středověku značně ovlivňováno lidskou činností. Stará říční ramena, která jsou velice cennými ekosystémy přispívajícími ke stabilitě říčního ekosystému, dokladují nejen změny toku Labe, ale vzhledem k ukládání řady škodlivin vypovídají i o průmyslovém znečištění, kterému byla řeka především v 2. polovině 20. století z důvodu nedostatečných opatření na průmyslových zdrojích kontaminace vystavena.

V rámci tohoto výzkumu bylo podrobně studováno 5 starých říčních ramen v úseku mezi Hradcem Králové a Mělníkem, která se vzájemně lišila intenzitou komunikace s řekou, vzdáleností od významných zdrojů průmyslového znečištění a využitím okolních pozemků. Výzkumné práce zahrnovaly morfometrická a batymetrická měření, sledování hydrologického režimu, sezónní měření ve vodním sloupci a pravidelné analýzy povrchových vzorků vody. Z důvodu zjištění starších antropogenních zátěží byly v jezerech odebrány profily sedimentu v délce, kterou použitá technika umožňovala. Kromě zrnitostních rozborů jednotlivých vrstev byl stanoven obsah organického uhlíku a koncentrace vybraných kovů a arzenu (Ag, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb a Zn).

Hodnocení povrchových vzorků vody prokázalo podobnost starých ramen, která byla stále spojena s Labem bez ohledu na odlišné využití okolních ploch. Vzhledem k zlepšení kvality vody v řece byly v těchto starých ramenech (jezera u Lžovic a Poděbrad) zaznamenány nejnižší hodnoty řady stanovovaných parametrů (vodivost, $KNK_{4,5}$, BSK_5 , $CHSK_{Mn}$, koncentrace vápníku atd.). Na rozdíl od řeky zde byly ovšem pozorovány určité odlišnosti ve vývoji hodnot některých parametrů během sledovaného období odpovídající charakteru stojaté vody fluviálních jezer. Naopak stará ramena s omezenou povrchovou komunikací s Labem vykazovala vyšší hodnoty řady měřených parametrů a jejich chemismus se vyznačoval určitými specifiky odpovídajícími především lokálním zdrojům znečištění. V jezeře u Němčic, v tůni Václavka u Čelákovic a ve starém rameni u Obříství tak byly zjištěny nejvyšší průměrné hodnoty vodivosti (III. - IV. třída jakosti vody), BSK_5 (III. - IV. třída jakosti vody), $CHSK_{Mn}$, vápníku, ale i dalších měřených látek. Z hlediska nutrientů byla vůbec nejvyšší průměrná koncentrace $N-NO_3$ zaznamenán v jezeře Obříství, nicméně tyto hodnoty nedosahovaly koncentrací v Labi. Naopak až řádově vyšší obsah P_{tot} (V. třída jakosti vody) byl zjištěn ve starém rameni v Němčicích. Tyto hodnoty odpovídaly pravděpodobně lokální kontaminaci, neboť v okruhu 3 km kolem těchto starých ramen bylo ve srovnání s dalšími zkoumanými jezery zjištěno nejvyšší procentuální zastoupení orné půdy a v blízkosti se nacházelo několik obcí bez kanalizace a ČOV (v Obříství ČOV postavena v roce 2006).

Z hlediska kontaminace sedimentů zkoumaných starých ramen byly nejvyšší hodnoty měřených prvků zaznamenávány především ve starém rameni u Lžovic, které je povrchově spojeno s Labem a v minulosti bylo vystaveno průmyslovému znečištění produkovanému na Pardubicku; a v jezeře Obříství, které se nachází nedaleko podniku Spolana, a. s. v Neratovicích, který především v minulosti patřil k hlavním znečišťovatelům Labe. Toto staré rameno bývá za vyšších průtoků v Labi s řekou též opětovně spojováno. Profily odebrané v několika místech v těchto jezerech prokázaly odlišnou distribuci měřených prvků v sedimentech, kdy vyšší hodnoty vykazovaly často vzorky získané v blízkosti řeky. Profil sedimentu odebraný v těchto místech v jezeře Lžovice tak byl podle hodnocení pomocí geoakumulačních indexů velmi silně kontaminován Ag, silně znečištěn Cd a střední až silnou kontaminaci zde vykazovaly Hg a Zn. Profil odebraný v blízkosti Labe v jezeře Obříství pak obsahoval velmi silné znečištění Ag, střední až silnou kontaminaci Cd, Pb, Zn; pravděpodobně i Hg (změřeno pouze několik vzorků). Vůbec nejnižší koncentrace měřených prvků byly zjištěny v profilu sedimentu z tůně Václavka, která svým oddělením již v 19. století byla uchráněna kontaminací unášené řekou. Stupeň kontaminace sedimentů fluviálních jezer odpovídal především vzdálenosti a významnosti průmyslového zdroje znečištění, ale též intenzitě komunikace jezera s řekou.

Abstract

The presented paper aims at the problems of fluvial lakes in middle course of the Elbe River which has been influenced by the human activity since the Middle Ages. The oxbow lakes which are extremely precious ecosystems contributing to the stability of the river ecosystem show not only the changes of the course of the Elbe River. With regard to sedimenting a great amount of pollutants, these lakes also tell about the industrial pollution to which the river was exposed mainly in the second half of the 20th century due to insufficient precautions on industrial sources causing contamination.

5 cut lakes between Hradec Králové and Mělník have been studied within this research. These lakes differ in the intensity of communication with the river, in the distance from significant sources of industrial pollution and in the use of nearby land. The research included morphometric and bathymetric measures, observation of hydrological regime, seasonal measures in the water column and regular analysis of surface water samples. Profiles of sediments in the length that the used technology allowed were sampled, so that older anthropogenic load could be found out. The amount of organic carbon and concentration of selected metal and arsenic (Ag, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb and Zn) were stated apart from grain size analysis of single layers.

The evaluation of water surface samples has proved similarity of the cut lakes which have still been connected with the Elbe River regardless different usage of surrounding areas. With regard to the improvement of water in the river, the lowest levels of the defined parameters (conductivity, ANC, BOD₅, COD_{Mn}, concentration of calcium, etc.) have been measured in these cut lakes (lakes Lžovice and Poděbrady). In contrast to the river, certain differences in the development of levels of some parameters were observed during the monitored time. These differences correspond with the character of still water in fluvial lakes. On the contrary, cut lakes with a restricted surface communication with the Elbe River showed higher levels of the measured parameters and their chemistry showed certain specifications which equate mainly local sources of pollution. In the cut lake near Němčice, in the pool Václavka near Čelákovice and in the old meander near Obříství, the highest average levels of conductivity (III. - IV. class of water quality), BOD₅ (III. – IV. class of water quality), COD_{Mn}, calcium and other measured substances were determined. From the point of view of nutrients, the biggest average concentration of N-NO₃ was measured in Lake Obříství, nevertheless these levels did not reach the levels of concentration in the Elber River. On the contrary, higher order amount of P_{tot} (V. class of water quality), was measured in the cut lake near Němčice. These levels equated probably local contamination because larger areas of arable land were found in the radius of 3 kilometres around these lakes and there were a few villages without sewage drains systems and sewage treatment plants (sewage treatment plant in Obříství built in 2006).

From the point of view of sediments contamination in the surveyed cut lakes, the highest levels of measured elements were monitored mainly in Lake Lžovice. This old meander is connected by surface with the Elbe River and it was exposed to industrial pollution from Pardubice region in the past. The same situation has been monitored in Lake Obříství which lies near the company Spolana, Inc. in Neratovice which used to be the primary source of pollution of the Elbe River in the past. This old meander rejoins the river during larger flow regimes. The profiles measured in some places in these lakes proved different distribution of measured elements in the sediments where samples gained from the places near the river showed higher numbers. The sediment profile measured in such places in Lake Lžovice was very strongly polluted by Ag, strongly polluted by Cd and moderately to strongly contaminated by Hg and Zn according to indices of geoaccumulation. The profile measured near the Elbe River in Lake Obříství contained very strong pollution by Ag, moderate to strong contamination by Cd, Pb, Zn; and probably also Hg (only a few samples measured). The lowest concentrations of measured elements were found in the pool Václavka which was saved from contamination by having been split from the river in the 19th century. The level of sediments contamination in the fluvial lakes equates mainly the distance and importance of the industrial source of pollution as well as communication of the lake with the river.

Obsah:

1 Úvod	1
1.1 Struktura a cíle práce	3
2 Stav výzkumu a nás a v zahraničí	5
3 Jezera a jejich typy	8
3.1 Fluviální jezera	8
4 Geomorfologický vývoj toku	11
4.1 Vývoj říčního koryta	12
4.2 Vznik meandrů	13
4.3 Typy starých říčních ramen	18
5 Říční niva	21
5.1 Základní charakteristika říční nivy	21
5.1.1 Substrát niv	21
5.1.2 Hydrogeologické podmínky	22
5.1.3 Nivní půdy	22
5.1.4 Vegetace nivy	23
5.1.5 Fauna nivy	23
5.2 Vodní ekosystémy v nivě	25
5.2.1 Oživení tůní a starých ramen	27
5.3 Využití říčních niv	28
5.3.1 Význam a využití říčních ramen a tůní	29
5.4 Význam přirozených rozlivů řek	31
5.5 Revitalizace nivních ekosystémů	32
5.5.1 Revitalizace starých ramen a tůní	33
5.6 Ochrana nivy a říčních ramen	36
6 Řeka Labe	39
6.1 Geomorfologický vývoj toku Labe	39
6.2 Správa povodí Labe	43
6.3 Sledování vodních stavů	43
6.3.1 Nejvýznamnější povodňové události na Labi	45
6.4 Monitoring kvality povrchových vod	46
6.4.1 Systematický monitoring v povodí Labe	47
6.5 Využití vodních zdrojů	49
6.6 Vodohospodářské a plavební úpravy Labe	49
6.6.1 Voroplavba	50
6.6.2 Výstavba rybníků	50
6.6.3 Vývoj opatření do počátku 20. století	50
6.6.4 Splavňování Labe od počátku 20. století	51

6.6.5 Protipovodňová opatření od počátku 20. století	53
6.7 Znečištění	55
6.7.1 Vývoj ukazatelů znečištění	57
6.7.2 Významní znečišťovatelé úseku středního Labe	63
7 Problematika kontaminace fluviálních sedimentů kovy a arzénem	69
7.1 Výskyt a vlastnosti kovů a arzénu	69
7.2 Procesy stabilizace a uvolňování kovů a arzénu	72
7.2.1 Sorpční procesy	74
7.3 Způsoby stanovení kovů a arzénu v sedimentech	75
8 Zájmové lokality	78
8.1 Němčice	79
8.2 Lžovice	82
8.3 Poděbrady	85
8.4 Václavka	88
8.5 Obříství	92
9 Výsledky výzkumu	97
9.1 Morfometrické charakteristiky jezer	97
9.1.1 Metodika mapování	97
9.1.2 Výsledky měření	97
9.2 Hydrologický režim	100
9.2.1 Metodika měření	100
9.2.2 Výsledky měření	101
9.2.3 Rozlivy Labe v oblasti zkoumaných jeze	106
9.3 Kvalita vody	109
9.3.1 Metodika odběru vzorků, měření a použitých analýz vody	109
9.3.1.1 Měření ve vodním sloupci	109
9.3.1.2 Měření kvality povrchové vody	109
9.3.1.3 Stanovované parametry vody	111
9.3.2 Výsledky měření ve vodním sloupci	119
9.3.2.1 Průhlednost a barva vody	119
9.3.2.2 Teplota	122
9.3.2.3 Reakce vody – pH	123
9.3.2.4 Vodivost	125
9.3.2.5 Kyslík	127
9.3.3 Výsledky analýz kvality povrchové vody	132
9.3.3.1 Teplota, pH, alkalita a vodivost	132
9.3.3.2 Kyslíkový režim	135
9.3.3.3 Organické látky	138
9.3.3.4 Nutrienty	140

9.3.3.5 Doplnkové parametry	147
9.3.4 Statistické zhodnocení kvality vody	153
9.3.5 Srovnání kvality vody v jezerech a v řece	164
9.3.5.1 Profil Němčice	164
9.3.5.2 Profil Veletov	169
9.3.5.3 Profil Nymburk	172
9.3.5.4 Profil Lysá nad Labem	175
9.3.5.5 Profil Obříství	178
9.4 Kvalita sedimentů	181
9.4.1 Metodika odběru vzorků sedimentů a jejich zpracování	181
9.4.1.1 Odběr a rozdělení profilů sedimentu	181
9.4.1.2 Zrnitostní rozbor	181
9.4.1.3 Chemická analýza	184
9.4.1.3.1 Stanovení vybraných kovů a arzenu	184
9.4.1.3.2 Stanovení rtuti	185
9.4.1.3.3 Stanovení organického uhlíku	185
9.4.1.3.4 Fyzikálně-chemické vlastnosti stanovovaných prvků	185
9.4.2 Výsledky zrnitostních rozborů sedimentu	191
9.4.3 Výsledky chemických analýz profilů sedimentů	195
9.4.3.1 Ag – stříbro	195
9.4.3.2 As – arzén	197
9.4.3.3 Cd – kadmium	197
9.4.3.4 Cr – chrom	199
9.4.3.5 Cu – měď	200
9.4.3.6 Fe – železo	201
9.4.3.7 Hg – rtuť	202
9.4.3.8 Mn – mangan	203
9.4.3.9 Ni – nikl	205
9.4.3.10 Pb – olovo	206
9.4.3.11 Zn – zinek	207
9.4.3.12 Organický uhlík	209
9.4.4 Statistické zhodnocení kvality sedimentů	212
9.4.5 Zhodnocení kontaminace sedimentů	223
9.4.5.1 Zatížení sedimentů fluviálních jezer v Polabí	228
9.4.6 Srovnání obsahu kovů a arzenu v sedimentech jezer a řeky	231
9.4.6.1 Profil Němčice	232
9.4.6.2 Profil Valy	233
9.4.6.3 Profil Lysá nad Labem	235
9.4.6.4 Profil Obříství	237

10 Diskuse	239
10.1 Morfometrické charakteristiky jezer	239
10.2 Hydrologický režim	239
10.3 Kvalita vody	240
10.4 Kvalita sedimentů	247
11 Závěr	254
12 Literatura	257
12.1 Seznam použitých norem	265
12.2 Seznam obrázků	266
12.3 Seznam tabulek	270
12.4 Seznam zkratk	271
13 Přílohy	
13.1 Geologické a pedologické poměry zkoumaných lokalit	
13.2 Batymetrické mapy zkoumaných jezer	
13.3 Zrnitostní křivky vrstev sedimentu	
13.4 Fotodokumentace – proměny přírody	

1 Úvod

Karel Leger, básník Polabí, v roce 1927 napsal: „*Našemu Labi dávají pouta, kamenné hráze stavějí, krotí jeho tok, inženýrským pravítkem určují mu rovnou cestu, hezky rovnou, solidní a nudnou. Ještě zůstaly v lukách šeré tůně zarostlé rákosím, nad tichou vodou kloní se staré vrby, vysoko šumí topoly, olše i duby. Nezasypaná labská ramena dlouho ještě budou svědčit, kudy bloudila svévolná řeka.*“

Stará říční ramena tvoří v rámci nivy velmi významné ekosystémy. Nejen, že mohou být domovem vzácných a chráněných druhů, ale výraznou měrou přispívají k rozvoji biodiverzity a stability krajiny. Kromě jejich ekologického významu představují též cosi jako archiv řeky, ze kterého lze čerpat historické údaje o vývoji koryta řeky, změnách hydrologického režimu, ale i o změnách kvality vody a využití krajiny v povodí. Nezanedbatelného významu nabývají též v souvislosti s přirozenou protipovodňovou ochranou, kdy přispívají v rámci rozlivů řeky do nivy k využitelné kapacitě omezující rozměr kulminační vlny - mohou např. fungovat jako řízené poldry. Mnoho fluviální jezer již však ztratilo svůj přírodní charakter. Po desetiletí byla vystavena silné zátěži lidských aktivit, ať již z hlediska technických zásahů do říční sítě (regulace toků, meliorace), nebo v souvislosti se zhoršující se kvalitou životního prostředí (přehnojování půd, nedostatek čistíren odpadních vod). Místy je však stále možné najít dobře fungující nivní ekosystémy s řadou zachovalých starých říčních ramen a tůní, které jsou alespoň jednotlivě chráněny.

Předkládaná práce je věnována problematice fluviálních jezer. Kromě zjištění jejich morfometrických charakteristik a posouzení hydrologického režimu byla značná pozornost zaměřena na posouzení kvality vody a především zhodnocení antropogenního znečištění sedimentů. Pro tento účel bylo vybráno 5 starých říčních ramen v oblasti středního Polabí, která se vzájemně lišila ve vzdálenosti od možného zdroje kontaminace, charakteru tohoto zdroje znečištění (zemědělské, průmyslové, komunální) a intenzitě komunikace s řekou.

Výzkumné práce zahrnovaly batymetrická měření, pravidelná odečítání vodních stavů na vybraných lokalitách a měsíční měření fyzikálních a chemických parametrů vody, které byly zjišťovány sezónně i ve vodním sloupci. Velká pozornost byla ovšem věnována dnovým sedimentům, resp. profilům subakvatických sedimentů, které v podstatě odrážejí historické znečištění toku. Kromě zrnitostních rozborů byla provedena chemická analýza se zaměřením na obsah těžkých kovů, které se vyskytují v oblasti středního Polabí přirozeně jen ve stopových množstvích. Každé navýšení koncentrace tedy poukazuje na antropogenní zdroj prvku.

Jak bylo zmíněno výše, práce byly prováděny v prostoru středního Labe. Již od středověku byla zdejší krajina přeměňována na zemědělskou půdu. Hlavní změny však probíhaly ve 20. století. Labe a jeho přítoky byly regulovány, k zemědělským účelům začala být velmi intenzivně využívána i labská niva. Louky byly rozorány, lužní lesy často vykáceny. Rozsáhlé

plochy nivy byly uměle odvodněny a získané pozemky pak silně hnojeny s cílem zvýšit produktivitu půdy. Značnou zátěž Polabí představovalo též husté osídlení z hlediska nedostačujícího zabezpečení komunálních odpadů. Přímo na řece byla situována řada významných průmyslových podniků (chemické závody, rafinérie, fotografický průmysl, potravinářský průmysl apod.) produkujících toxické látky (těžké kovy, pesticidy, organické a anorganické kyseliny, zásady, rozpouštědla, ropné deriváty), které mohou značně poškodit rovnováhu vodního ekosystému. Emisní limity byly často překračovány; nedostačující čištění odpadních vod a splachy z polí měly za následek eutrofizaci vod. Produkované znečišťující látky tak byly ze zdrojů unášeny řekou buď v rozpuštěné formě, nebo navázány na velmi jemnou frakci rozptýlenou ve vodním sloupci. Tato jemná frakce pak v místech poklesu rychlosti toku sedimentovala. Proto říční niva a zejména poříční jezera představují velmi ohrožené složky prostředí. Ačkoliv toxické látky mohou být za standardních podmínek vázány v poměrně stabilní formě, při změně pH či redoxního potenciálu, např. při přívalových srážkách nebo povodňových situacích, může dojít k jejich opětovné aktivaci a mobilizaci, což může být pro vodní ekosystém značným rizikem. Takto uvolněné kovy či další chemikálie se pak stávají biologicky dostupnými a přecházejí z neživé složky přírody do potravního řetězce. Z hlediska systematického monitoringu Labe začala být kvalita vody odrážející okamžitý stav sledována v 60. letech. K analýze sedimentů se pozornost obrací až v letech 90. Pravidelně jsou ovšem odebrány pouze korytové povrchové vzorky, které nevypovídají nic o zatížení starších sedimentů nivy. Podstatná změna situace v přístupu k životnímu prostředí nastala v roce 1989 se změnou politického systému. Možnost intenzivní přeshraniční spolupráce vyústila v založení Mezinárodní komise pro ochranu Labe v roce 1991, což přineslo nové postupy v ochraně tohoto toku. V 90. letech bylo zahájeno několik projektů mapujících stav Labe, při kterých byly kromě sledování kvality vody též studovány profily sedimentů říční nivy s cílem zjištění pozadových koncentrací vybraných elementů.

1.1 Struktura a cíle práce

Disertační práce je, jak již bylo naznačeno v úvodu, zaměřena na výzkum vybraných fluviálních jezer - starých ramen - v oblasti středního Polabí. Hlavním cílem je zhodnocení stavu vybraných starých meandrů a posouzení míry antropogenního znečištění. Pro splnění tohoto záměru byla práce rozdělena do následujících etap:

1. Vytipování vhodných lokalit

Z důvodů zjištění principů ovlivnění ekosystémů lidskou činností byla stará ramena zvolena tak, aby se zásadně lišila v následujících parametrech:

stáří jezera – doba oddělení od hlavního toku řeky v souvislosti s omezením přímého vlivu kontaminace unášené řekou zjištěná např. porovnáním historických a katastrálních map, údajů z obecních kronik apod.

míra komunikace s řekou – jezera stále spojená jednou částí s hlavním tokem, jezera komunikující napříč hrází s propustkem a jezera dávno oddělená, ležící již ve značné vzdálenosti od řeky, která s nimi komunikuje při normálních vodních stavech pouze podzemní cestou

blízkost a charakter zdroje znečištění – stará ramena v různé blízkosti k průmyslovému zdroji znečištění, lidským sídlům; lokality obklopené intenzivně využívanou zemědělskou půdou nebo naopak komplexem lužního lesa

- ### 2. Zjištění morfometrických charakteristik zkoumaných starých meandrů popisujících základní parametry jezerní pánve (plocha jezera, délka břehové linie, objem jezera, délka, maximální a průměrná šířka, maximální a střední hloubka jezera, výpočet hloubkového koeficientu – údaje byly vždy vztaženy k určité nadmořské výšce hladiny); výstupním produktem těchto prací byla tvorba batymetrických map
- ### 3. Sledování hydrologického režimu vybraných jezer a jeho srovnání s vodními stavy v Labi na nejbližších měřicích stanicích pro posouzení míry komunikace jezera s řekou
- ### 4. Vytipování odběrových míst pro systematickou analýzu vzorků vody a sedimentu
- ### 5. Sledování parametrů kvality vody ve zkoumaných starých ramenech zahrnující sezónní měření fyzikálně-chemických parametrů ve vodním sloupci (t, pH, konduktivita, obsah kyslíku, barva a průhlednost vody) a podrobné, přibližně v měsíčním rozmezí prováděné chemické analýzy povrchových vzorků vody (teplota, pH, kyselinová neutralizační kapacita, vodivost, obsah rozpuštěného kyslíku, BSK₅, CHSK_{Mn}, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, P-PO₄, P_{tot}, chloridy, Ca, Mg, Ca + Mg, tvrdost vody, Fe, Mn); určení tříd jakosti vody; statistické vyhodnocení výsledků; srovnání s kvalitou vody v Labi na nejbližších měřicích stanicích

6. Odběr subakvatického profilu sedimentu s následným rozdělením do vrstev; jejich podrobná zrnitostní a chemická analýza zaměřená na obsah kovů (Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) a $C_{org.}$; statistické vyhodnocení výsledků; zhodnocení zatížení sedimentů podle mezinárodně uznávaných kritérií (I_{geo} , systém ARGE Elbe, požadové koncentrace pro prostor Polabí); porovnání s dostupnými údaji o kvalitě sedimentů v nejbližších labských profilech

7. Komplexní zhodnocení výzkumu s cílem posoudit stav jednotlivých starých ramen a vyhodnotit míru vlivu antropogenního ovlivnění resp. znečištění jednotlivých lokalit v rámci středolabské nivy

2 Stav výzkumů u nás a v zahraničí

Vzhledem k tomu, že je práce zaměřena na výzkum starých ramen ve středním Polabí z hlediska kvality vody a především sedimentů, vztahují se k této problematice jak výzkumné práce zabývající se mapováním jezer obecně, zkoumáním kvality vody a sedimentů v jezerech i v tocích, ale též výzkumy hodnotící vývoj situace v řece Labi v souvislosti s antropogenními zásahy do toku a jeho znečištěním.

Výzkum jezer má na geografickém pracovišti Karlovy Univerzity téměř stoletou tradici. První práce, které vznikly, se soustředily především na batymetrii jezer, později se začalo se sledováním základních, zprvu především fyzikálních parametrů kvality vody (Janský, Šobr, 2003). Na počátku 20. století byla mapována šumavská jezera V. Švamberou (1912, 1939), na jehož výzkum navázal K. Kuchař (1939), který se zabýval i jezery Podkarpatské Rusi a Východního Slovenska. Ve dvacátých letech se pozornost geografů obrací k tatranským plesům, která mapoval např. K. A. Sedlmeyer (1930). Výsledkem těchto prací bylo publikování Atlasu jezer Vysokých Tater (Schaffer, Stummer, 1929, 1939). Dalším měřením na Šumavě a též ve Slovenském krasu se věnoval J. Kunský (1939). Západotatranská plesa vyměřoval V. Král (1953), na jehož výzkum později navázal E. Kříž (1970). V 70. letech provedl B. Janský detailní průzkum našeho nejmladšího hrazeného jezera – Mladotického (Odlezelského) (Janský, 1975, 1977), jehož dynamika vývoje jezerní pánve je zkoumána dodnes (Janský, Urbanová, 1994; Janský, 1999; Schulte, Albrecht, Daut, Wallner, Janský, Van Geldern, 2006; Janský, Schulte, Česák, Rios Escobar, 2010). Ze zahraničního výzkumu katedry geografie a geoekologie PŘF UK je možné jmenovat např. výzkumné práce provedené B. Janským na Bajkalu, které shrnuje v monografii Bajkal – perla Sibiře (Janský, 1989). Další výzkum šumavských jezer probíhal v 90. letech (Vránek, 1999; Šobr, 1999; Zbořil, 1994). V rámci projektu GAUK Jezera České republiky a GAČR Atlas jezer České republiky byla provedena řada studií zabývajících se různými genetickými typy jezer na území České republiky (Oulehle, 2002; Hrdinka, 2004; Pošta, 2004; Knapp, 2006 a další). V rámci těchto projektů bylo podrobně zpracováno i několik fluviálních jezer ve středním Polabí (viz níže). Klasifikací jezer a novými trendy v limnologickém výzkumu se zabývali např. B. Janský, M. Šobr a J. Česák (Česák, Šobr, 2005; Janský, 2005; Janský, Šobr, 2004; Šobr, 2007). Nová měření jezer za pomoci moderních technologií se v posledních letech uskutečnila opět na Šumavě (Kocum, 2004; Kocum, Janský, 2005; Janský, Šobr, Kocum, Česák, 2005). V současnosti probíhají v rámci rozvojové spolupráce v Kyrgyzstánu výzkumné práce na vysokohorských ledovcových jezerech, která hrozí vzhledem k nestabilitě hráze protržením (Janský, Šobr, Yerokhin, 2006).

Z hlediska výzkumu fluviálních jezer provedl první studie hydrobiologického zaměření J. Hrbáček a J. Lellák ve starých labských meandrech u Čelákovic (Hrbáček, 1966; Hrbáček, Novotná, 1965; Lellák, 1966). V 90. letech zpracovala M. Kylbergerová (1998) studii srovnávající fytoplankton polabských a lužických tůní. Na PŘF UK se po roce 2000 pozornost

obrací k chemii vody a sedimentů a tak vzniká několik komplexních limnologických studií. D. Chalupová se ve svých pracích věnuje nejprve jezeru Doleháň u Kolína a následně i dalším lokalitám (Chalupová, 2003, 2007; Chalupová, Janský, 2003, 2005, 2007; Chalupová, Rus, Vonička, 2009). O. Klouček (2002) detailně zpracoval staré rameno Labiště pod Opočínkem nedaleko Pardubic, M. Šnajdr (2002) prováděl měření v rozsáhlém starém meandru u Obříství a M. Turek se ve své práci zabýval Libišskou tůňí nedaleko Neratovic (Turek, 2004). Obsah stopových prvků v sedimentech a makrofytech polabských ramen u Čelákovic zkoumala E. Krýžová (2007). Hydrobiologii nejen labských tůňí se věnuje P. Havlíková (Havlíková, 2007; Havlíková, Janský, 2007).

Výzkum Labe je doložen řadou prací. Se systematickým sledováním kvality vody v rámci Státní pozorovací sítě provozované Českým hydrometeorologickým ústavem se začalo v roce 1963. Se změnou politické situace v roce 1989 a založením Mezinárodní komise pro ochranu Labe v roce (MKOL) 1991 se výzkum obohatil o zahraniční zkušenosti a přístup k ochraně Labe tak mohl být řešen komplexně v rámci celého povodí. Vznikl též národní Projekt Labe, jehož hlavním cílem bylo radikální zlepšení kvality vody v řece, která v podstatě koncem 80. let plnila spíše funkci stoky. Do výzkumu Labe byly zapojeny mnohé instituce. Kromě ČHMÚ řadu prací provádí Povodí Labe, s. p., Výzkumný ústav vodohospodářský TGM a další subjekty. Výsledky Projektu Labe byly publikovány formou bulletinů a dílčích a závěrečných zpráv. Podobně jsou prezentovány práce provedené v rámci aktivit MKOL. Aktuální témata jsou pravidelně uváděna na tzv. Magdeburských seminářích konaných každé dva roky, kdy první se uskutečnil v roce 1988 v Magdeburku. Od té doby vznikl obsáhlý soubor publikací, které uvádí příloha 13.1 – Tematicky blízká literatura.

V odborných časopisech se výzkumem jakosti vod a sedimentů zabývali následující autoři. Bodové znečištění povodí Labe analyzoval např. I. Nesměrák (Nesměrák, Barchánková, 1993), který se dále ve svých pracích věnuje kvalitě vody a eutrofizaci vodních zdrojů (Nesměrák, 2000, 2004, 2007 A, 2007B; Nesměrák, Hejzlar, Duras, 1999). Kromě sledování jakosti vody se začíná v 90. letech též s analýzou sedimentů jako materiálem obsahujícím značné koncentrace starého znečištění. Obsahu těžkých kovů v sedimentech Labe a v jeho přítocích se věnoval např. P. Lochovský s kolegy (Lochovský, Zemanová, 1996B; Lochovský, Schindler, Vilímeček, 1997), který se zabýval dále i metodikou zpracování říčních sedimentů a celkovou ochranou vodní složky krajiny (Lochovský, 1996A; Lochovský, Fuksa, Kokeš, Kužílek, Svoboda 2005). J. Veselý studoval znečištění Labe těžkými kovy z historického hlediska a zkoumal též geochemické vlastnosti sedimentů ve vodním prostředí (Veselý, 1995; Veselý, Gürtlerová, 1996). Z. Borovec se věnoval distribuci kovů ve středním Polabí a speciací prvků (Borovec, 1995, 2000, 2001; Borovec, Tolar, Mráz, 1993), podobně M. Rudiš studoval znečištění sedimentů kanalizovaného úseku Labe včetně historického vývoje meandrů (Rudiš, 1999, 2000) a s dalšími potom vliv kontaminovaných sedimentů na nivu a zákonitosti sedimentace a koncentrace plavenin vzhledem k velikosti průtoku v řece (Rudiš, Petrůjová, Hájek, 1999; Rudiš, Hájek, Hrubec, 2007; Rudiš, Valenta, Nol, 2008).

Povodně na Labi v roce 2002 hodnotí např. P. Punčochář (2003B), který se ve svých člancích zabýval též kontinuálním monitoringem a legislativou v oblasti vodního hospodářství z hlediska vstupu ČR do EU v roce 1994 (Punčochář, 1993, 2003A). Z pracovníků Povodí Labe, s. p., možno jmenovat práce J. Medka a dalších (Medek, 2000; Medek, Dolének, Vilímec, Krupička, Lochovský, 1995).

V rámci výzkumu Labe na geografickém pracovišti PřF UK vznikly následující práce. Plošným zdrojům znečištění v povodí se ve své disertační práci detailně věnoval B. Janský (1982), který na výzkumy později navázal (Janský, 2002). Kvalita vody řeky byla dále hodnocena např. M. Studihradem (1992), sedimenty zpracovával R. Svátek (1994). Detailní vývoj labského znečištění po roce 1990 zpracovával ve své disertační práci J. Langhammer (1997A, 1997B, 1999), který se touto problematikou včetně modelování kvality vody zabýval i v dalších letech (Langhammer, 2002, 2004, 2005A, 2005B, 2007, 2009). Makrozoobentos Labe a Vltavy srovnávala K. Kolaříková (2007).

Z hlediska zahraničních prací provedených v oblasti německého úseku povodí Labe se na geochemii labských sedimentů ve svých disertacích soustředili B. Hintze (1982), J. Hong (1995) a J. Schwarzbauer (1997). Obsah těžkých kovů v labské nivě u Wittenberge zpracovala A. van der Veen (1998). Problematice kvality vody, sedimentů a stanovení požadovaných hodnot těžkých kovů se věnovali R. Lichtfuß a K. Brümer (1982) a dále A. Prange, W. von Tümpling, R. Niedergesäß a E. Jantzen a další (Prange, von Tümpling, Niedergesäß, Jantzen, 1995; Prange et al., 1997A, 1997B, 1997C). Transport těžkých kovů v Labi a Rýnu studovali R. Vink a H. Behendt (2002).

Tématem kvality vody a sedimentů se na katedře fyzické geografie a geoekologie PřF UK zabývají např. Z. Kliment, a to především z hlediska vodní eroze a plaveninového režimu (Kliment, 1985, 1991, 2000, 2005; Kliment, Matoušková, 2008; Kliment, Langhammer, 2007; Kliment, Kadlec, Langhammer, 2008; Kliment, Kopp, 1997; Langhammer, Kliment, 2006, 2009), ekohydrologickému monitoringu se věnuje M. Matoušková (2003, 2005). Kontaminací sedimentů ve vodním prostředí se dále zabývala např. M. Kaplická (2004). Na pracovišti vznikla též řada diplomových prací hodnotících hydrologické poměry a kvalitu vody na vybraných tocích pod vedením B. Janského, M. Šobra, J. Kocuma a dalších.

Kvalita vody a sedimentů včetně sledování stavu říčních niv je dále prezentována na řadě tuzemských i zahraničních konferencí a seminářů.

3 Jezera a jejich typy

V české i světové literatuře se vyskytuje řada definic jezera, které se liší v souvislosti s účelem vymezení a prováděným výzkumem. V této práci bude použita definice vyhovující prostoru České republiky uvedená B. Janským a M. Šobrem (2003) - jezero je definováno jako přírodní deprese na zemském povrchu nebo pod ním, trvale nebo dočasně vyplněná vodou, nemající bezprostřední spojení mořem. Na rozdíl od rybníků a vodních nádrží jezera nelze jednoduchým způsobem vypustit. V užším slova smyslu se pak jezera od mělkých stojatých vod, jako jsou drobné nádrže (louže, tůně), rybníky, jezera organogenní a fluviální, vymezují tím, že povrchové vlnění vody neovlivňuje jejich dno, hladina jezera v oblasti největších hloubek nezarůstá a břehová vegetace tak na dno v celé ploše jezera nedosahuje (Němec, Hladný, 2006). Výjimku v názvosloví tvoří jezera antropogenní – ačkoliv vznikla tedy lidskou činností, je možné použít termín jezero (Hrdinka, 2004).

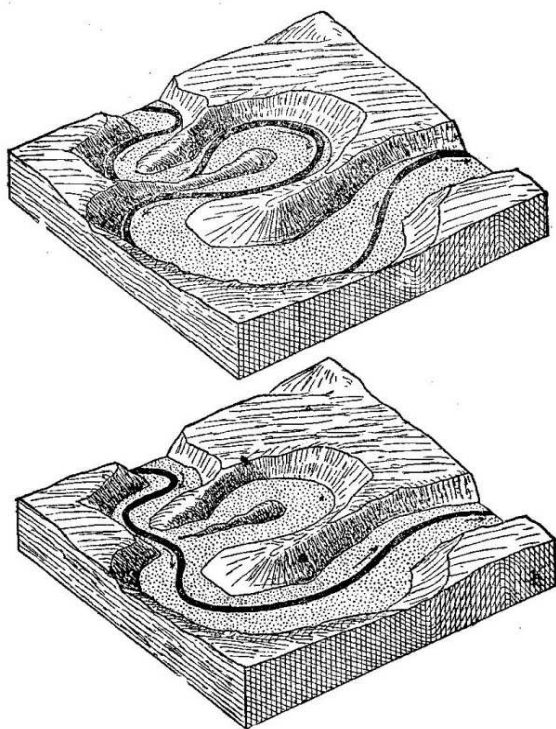
Z hlediska rozdělení druhů jezer existuje řada kritérií, podle kterých je lze členit. V literatuře se tak rozlišují jezera např. podle průtočnosti (bezodtoká, odtoková, průtočná, konečná), podle teplotního režimu (tropická, temperovaná, polární (Forel, 1901); další podrobnější členění uvádějí např. M. Hendl a H. Liedtke, (1997)), podle chemického složení (sladkovodní, solná, minerální (Netopil a kol., 1984)), nebo podle způsobu a četnosti míchání vody (meromiktická, holomiktická, amiktická, monomiktická, dimiktická, polymiktická (Keller, 1962)). Z pohledu biologicko-ekologického hodnocení se rozlišují stupně trofie (eutrofní, oligotrofní a dystrofií s mnoha přechodnými typy jak uvádí např. R. Keller, (1962)) nebo saprobity (xenosaprobity, oligosaprobity, beta-mesosaprobity, alfa-mesosaprobity, polysaprobity (Lellák, Kubíček, 1991; Sládeček, 1973)). Z hlediska vzniku jezer tak např. J. Marcinek a E. Rosenkranz (1996) rozlišují jezera konstruktivní (tektonická), destruktivně vytvořená (jezera vzniklá erozní činností) a obstruktivní (hrazená). Detailní genetické členění popisuje jezera *tektonická, vulkanická, sesuvem hrazená, glaciální, krasová, fluviální, eolická, jezera na mořském prostředí, organogenní, inundační a antropogenní* (Hutchinson, 1957; Šobr, 2007). K hojně zastoupeným typům v České republice patří jezera fluviální a antropogenní, ale vyskytují se zde i jezera glaciální, organogenní, jezera sesuvem hrazená, inundační a další. Tématikou jezer ve svých pracích zabývala řada autorů, např. O. Dub (1953), B. Janský (1975), J. Kalff (2002), V. Král (1953), V. Kříž (1994), O. Štěrba (1986), R. G. Wetzel (2001) a další. Vzhledem k zaměření této práce budou dále v textu rozebrána pouze jezera fluviální.

3.1 Fluviální jezera

Tato jezera vznikají nejčastěji erozně akumulací činností toků, ale i erozní činností tavných ledovcových vod, popř. přehrazením údolí dejekčním kuželem. Nejčastěji zastoupená jsou stará říční ramena a meandry řek, jezera deltová, nebo např. jezera vzniklá v prohlubních koryta intermitentních řek, která jsou za období sucha sycena převážně podzemní vodou.

Příklady: Vysychající řeky Afrického kontinentu, Rinnensee (Německo), delta Nilu (Egypt), delta Mississippi (USA)

V České republice je tento typ jezer nejčastěji zastoupen starými rameny řek. Tato jezera, která jsou v podstatě svědectvím historického vývoje toků, se vyskytují především na středních až dolních tocích v úsecích, kde řeka tvoří zákruty a meandry. Účinkem akumulčních a erozních procesů, které jsou za významných hydrologických podmínek ještě



umocněny, dochází ke změnám trasy koryta – k napřimění toku, a odškrcení vedlejšího ramene (obr. 1). Fluviální jezera však mohou vznikat i oddělením části koryta říčními náplavy, nebo zvýšením hladiny podzemní vody v nivě během na srážky bohatého období či povodní. Kromě přirozeného vývoje řek docházelo k tvorbě starých ramen i umělým napřimováním toků s cílem splavnit koryto nebo z důvodu ochrany před povodněmi. Na území České republiky jsou tyto zásahy datovány již do středověku. S rozvojem techniky jejich četnost a rozsah narůstaly.

Pro staré meandry je typický zejména jejich protáhlý a prohnutý tvar, který je důkazem

Obr. 1.: Vznik opuštěného meandru (zdroj: Kettner, 1954)

původního toku řeky. Tomu odpovídají i hloubkové poměry v jezeře. Z hlediska povrchové komunikace se současným tokem mohou být stará ramena spojena jedním nebo oběma konci. Staré meandry však mohou ležet i v několika set metrové vzdálenosti od současného koryta. Pak komunikují pouze podpovrchově propustnými vrstvami fluviálních sedimentů, které jsou nejčastěji tvořeny písky, štěrkopísky, štěrky, povodňovými hlínami, ale i jílovitým materiálem, který ovšem naopak do jisté míry propustnost omezuje. K opětovnému povrchovému spojení s řekou dochází pak během povodní.

Stará ramena jsou často velmi bohatá na živiny. Voda řeky v těchto úsecích toku již sama obsahuje dostatek nutrietů a o další jsou odstavené, málo průtočné meandry obohaceny splachy z okolí, které je v případě Polabí často intenzivně zemědělsky využíváno. Přísun živin zajišťují též rozklady odumřelé vodní vegetace (rákos, orobinec, lekníny, růžkatce apod.) nebo opad z pobřežních porostů (vrby, olše, topoly, duby apod.). Z těchto důvodů jsou pořiční jezera často značně eutrofizována a s postupným zazemňováním (obr. 2 a 3) se z nich stávají slatiniště.

Výskyt fluviálních jezer je u nás hojný zejména v oblasti středního Polabí od Hradce Králové až po soutok s Vltavou, v Pomoraví mezi Zábřehem a Litovlí a Otrokovicemi a soutokem

s Dyjí, v Podyjí mezi Novými Mlýny a soutokem s Moravou, v oblasti nivy Lužnice je to zejména od Nové Vsi po Novou řeku a v Poodří od Košatky po Ostravu - Petřkovice (Šobr, 2007). Vznik a vývoj meandrů a typy starých ramen a tůň jsou dále detailně popsány v kapitole 4. Charakteristika a význam říční nivy včetně popisu oživení, využití, ochrany a revitalizací starých ramen jsou uvedeny v kapitole 5.



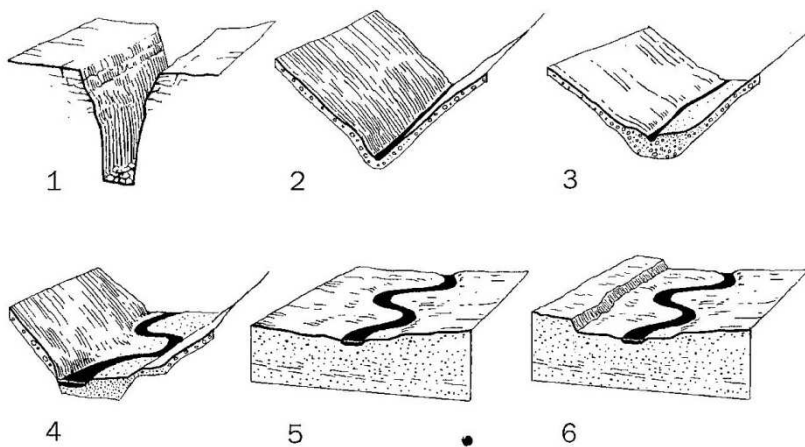
Obr. 2: Zazemňující se tůň Václavka u Čelákovic
(foto D. Chalupová)



Obr. č. 3: Eutrofizované rameno Labe u Obříství
(foto D. Chalupová)

4 Geomorfológický vývoj toku

Většina českých řek pramení v horských oblastech, ve vrchovinách nebo pahorkatinách. S postupně rostoucí vzdáleností od pramene klesá sklon, rychlost proudění, mění se členitost dna a s rostoucím obsahem rozpuštěných i nerozpuštěných látek ve vodě i celkové oživení řeky. Výrazně se liší i charakter říčního údolí, které je formováno několika hlavními faktory: typem geologického podloží, sklonem terénu a průtokovým režimem řeky (obr. 4). Klasifikaci údolí se zabývala řada autorů. Rozdělení na soutěsku, kaňon, těsné V údolí, koryto a úval uvádí F. Vitásek (1958). Velmi detailní popis publikuje M. Klimaszewski (1978). Čtyři základní typy údolí - soutěsku, údolí ve tvaru V, neckovité a úvalovité vyděluje J. Demek (1987).



Obr. 4: Typy říčních údolí (zdroj: Just a kol., 2005)

1 – soutěska tvaru U - pevné boky údolí omezující pohyby koryta do stran, dno tvořeno skalním podkladem, sediment se ve větší míře neukládá, 2 – zaříznuté údolí tvaru V - vodní tok s dostatečnou unášecí silou zásobován svahovými sutěmi tvořícími dno a břehy řeky, kamenité svahy omezují pohyb koryta do stran, 3 – kotlina s přímým korytem - v místech s dostatkem erodovaného materiálu, energie

toku nestačí k jeho transportu, dno vyplněno hrubším materiálem omezujícím pohyby koryta do stran, 4 – údolí s meandry - širší údolí vyplněné jemnějšími usazeninami umožňujícími pohyb toku do stran – meandrování, 5 – plochá niva - širší údolí vyplněné mladými usazeninami, boční pohyb koryta není omezen odolnými svahy, 6 – plochá niva se starší terasou - nejnižší úroveň nivy – aktivní – není vymezena svahy údolí ale stupni (terasami) starších nivních úrovní

V pramenných horských oblastech se uplatňuje zejména hloubková eroze, toky tak často tvoří zaříznutá údolí s balvanitým dnem se skalními výchozy. Rychle proudící voda značně sklonitým a nerovným terénem je výrazně prokysličená, obsahuje však minimum živin. Proto jsou toky v pramenných oblastech jen málo oživené, jejich voda je však velmi čistá.

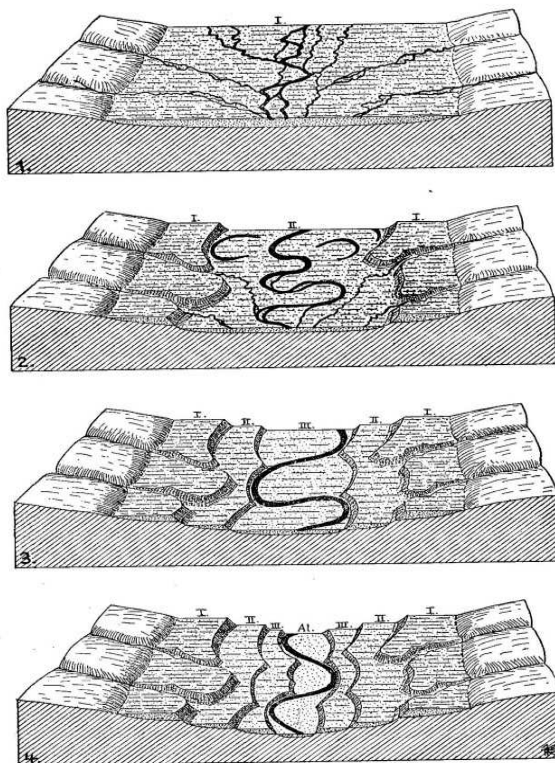
Postupně klesá sklon terénu a tím i rychlost proudění vody. Vedle hloubkové eroze se začíná uplatňovat i eroze boční. V rovinatějších oblastech dochází místy i k akumulaci přenášeného materiálu a řeka tvoří zákruty. Dno je vyplněno menšími kameny a štěrky. Prokysličená voda klesá, nicméně s rostoucím obsahem živin je řeka domovem značného množství druhů. Pokud je přechod z hor do nížiny příliš ostrý, řeka „divočí“ – větví se na několik ramen tekoucích v množství štěrkovitého materiálu přinášeného z hor (Horník a kol., 1986).

Při dalším postupu směrem do nížiny začíná dominovat boční eroze nad hloubkovou, výrazněji se též uplatňuje sedimentace unášeného materiálu. V úsecích koryta, kde jsou erozní procesy v rovnováze s ukládáním, je tok dynamicky stabilní. Údolí se široce rozevírá a tok je tak lemován rozsáhlou nivou. Dno koryta tvoří jemnozrnný materiál umožňující rozvoj meandrů. Vzhledem k množství živin ve vodě může v letních měsících docházet až

k vyčerpání zásob kyslíku v souvislosti s nárůstem teplot a pomalým prouděním v korytě, což nepříznivě ovlivňuje samočisticí procesy a celkovou pestrost oživení řeky (Němec, Hladný, 2006).

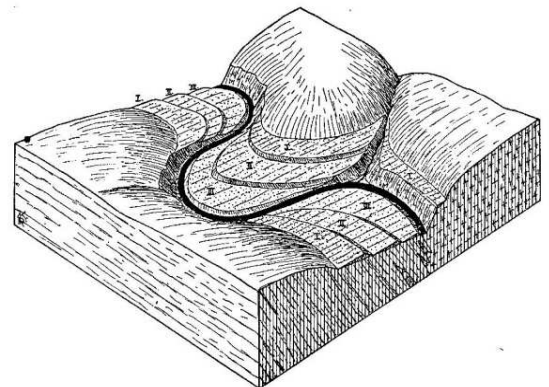
4.1 Vývoj říčního koryta

Z dlouhodobého hlediska je vývoj toků zejména dokladem klimatických změn, které probíhaly v holocénu, ale odkazuje též na pohyby zemské kůry. Řeky vzhledem ke kolísání množství srážek, teplot a též sklonu koryta měnily svoji vodnost a tím schopnost unášet transportovaný materiál. Vlivem zvýšené intenzity srážek, táním ledovců v interglaciálech, za tektonického výzdvihu pramenné oblasti nebo naopak poklesu dolní erozní báze včetně eustatických procesů docházelo k zvýšení erozní činnosti toku a řeka se tak zahlubovala. Naopak k ukládání štěrků a písků docházelo v období suchého klimatu a ochlazení v glaciálech, což bylo podpořeno i úbytkem vegetace, která do jisté míry bránila povrchové erozi krajiny a zanášení koryt. Kromě klimatických faktorů zde působily opět lokálně i pohyby tektonické, jejichž účinky byla vodnost řeky a její unášecí schopnost omezena (Kettner, 1954), nebo eustatické procesy zvyšující úroveň hladiny moře. Vlivem těchto faktorů se tak v blízkosti toků vytvořily nápadné stupně (terasy) odpovídající jednotlivým úrovním údolní nivy. Nejvyšší stupně nejčastěji odpovídaly nejstarším stádiím vývoje koryta (obr. 5). S postupem proti proudu dochází k úbytku počtu nižších stupňů, k jejich snižování nad úroveň hladiny řeky a postupnému sbíhání. Naopak po proudu se postupně vkládají terasy nové, údolí se rozšiřuje a relativní výška stupňů nad hladinou řeky roste (Kettner, 1954).



Obr. 5: Erozní terasy (zdroj: Kettner, 1954)

U přímých toků se terasy vyskytují většinou po obou březích řeky, kdy výjimky jsou dány např. různou odolností hornin. Vývoj teras meandrujících řek popisuje obr. 6. Výzkumem říčních teras se zabývala řada autorů, kteří přikládali různým příčinným faktorům na základě vlastních výzkumů různou váhu.



Obr. 6: Vývoj teras meandrujícího toku (zdroj: Kettner, 1954)
I - nejstarší terasa

Přehled těchto teorií vzniku a klasifikace říčních teras přináší dílo B. Balatky a J. Sládka (1962). Základní dílo o terasách českých řek publikuje C. Purkyně (1928) zavádějící Chaputovy monogenetické a polygenetické terasy. Teorii rovnovážného profilu řeky, erozních cyklů a novou metodiku studia říčních teras přináší J. Krejčí (1939, 1951).

Systematickým výzkumem oblasti středního Labe se zabývali R. Sokol (1912), V. Dědina (1918), R. Engelmann (1938), K. Žebera (1956;), B. Balatka (1961) a další. Vzhledem k zaměření práce jsou výzkumy labských teras dále rozvedeny v kapitole 7.1. Z hlediska vzniku se rozlišují následující typy říčních teras (Kettner, 1954):

- *terasa erozní* – plocha vytvořena erozní činností toku; je kryta jen slabou vrstvou sedimentů; pokud došlo k zarovnání až na skalní podklad, jedná se o *skalní erozní terasu*
- *terasa akumuláčnická* – plocha vytvořena akumuláčnickou činností toku v údolí; pokud akumulace proběhla na starší zarovnaný povrch nivy, jedná se o *terasu vloženou*

4.2 Vznik meandrů

Název meandr pochází od starořeckého jména řeky Maeandros, dnes nazývané Mendres, která před ústím do Egejského moře tvoří řadu zákrutů a meandrů (Pilecká, 1997).

Ačkoliv je meandrování stále předmětem odborných výzkumů a diskuzí, přijatelné vysvětlení je spatřováno v pochopení meandrování jako přirozeného přírodního způsobu tlumení energie – tedy harmonického kmitání. Běžně se meandry vyvíjejí tam, kde podélný sklon toku nepřesahuje 2 % a k dispozici je určitá šířka nivy (Just a kol., 2005). Těmto podmínkám odpovídají spíše střední a dolní toky řek tekoucích v málo zpevněném materiálu, který snadno meandrování umožňuje. Nižší rychlosti proudění v rovinatém umožňují střídání erozních procesů (zejména boční eroze) s akumulací unášeného materiálu a z přímějších toků se tak postupně vyvíjejí koryta rozličných tvarů. Podle ČSN 736511 je meandr definován jako typ zákrutu, jehož středový úhel překračuje 180° (obr. 7).

Pro rozlišení přímoty toků zavádí M. Klimaszewski (1978) *index meandrovitosti toku Km*:

$$Km = \frac{Lk}{Lu}$$

Lk – skutečná délka trasy koryta

Lu – délka údolnice

K = 1 přímé koryto

K < 1,5 zákrutové koryto

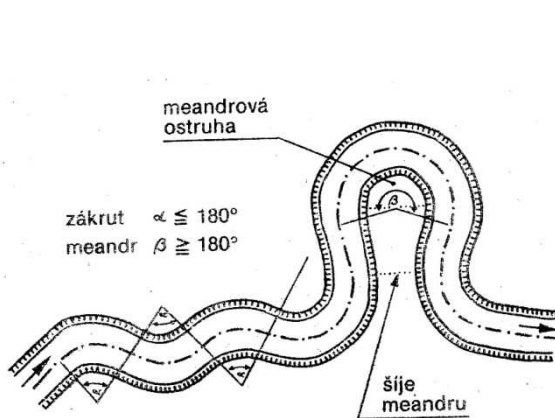
K > 1,5 meandrující koryto

Podle ČSN je však zákrutem i oblouk řeky s *Km* = 1,57 (Pilecká, 1997).

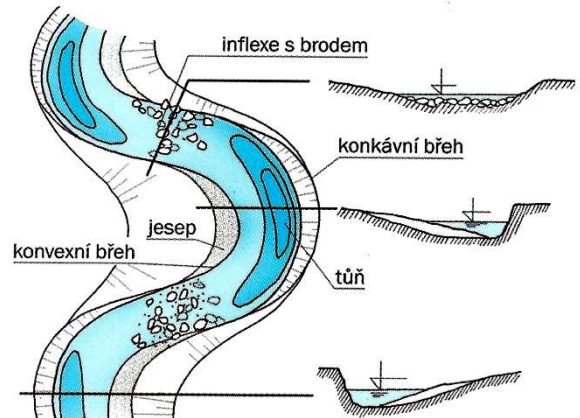
L. B. Leopold et al. (1992) rozlišují toky přímé a meandrující podle hodnoty $K \geq 1,5$. Z hlediska morfologie meandru rozlišujeme strmější břeh nárazový (konkávní, výsep) s dominancí boční eroze a mírně ustupující břeh akumuláčnický (konvexní, jesep) (obr. 8).

V konkávní oblasti směřují proudnice šikmo na nárazový břeh a stáčejí se podle něho směrem ke dnu (obr. 9). Vytvářejí se zde hlubší tůně, které zmírňují hloubkovou erozi a omezují tak další zahlubování koryta. Z hlediska boční eroze může být nárazový břeh erodován až do

převíslých tvarů. V místě inflexe přechází konkávní břeh do konvexního, koryto je zde zpravidla širší a méně hluboké - místa brodů v řece. U akumulčního břehu probíhá proudění naopak šikmo vzhůru a tíha unášených částic působí proti němu (obr. 10). Proto v těchto místech dochází k sedimentaci transportovaného materiálu. Vytvářejí se zde ploché lavice – jesepey (Just a kol., 2005). Maximální rozpětí meandrů vymezeno tečnami vrcholových bodů výsepních břehů je označováno jako meandrový pás. Jádru meandru je nazýváno meandrová ostruha, nejužší místo, které ho odděluje pak meandrová šíje (obr. 7).

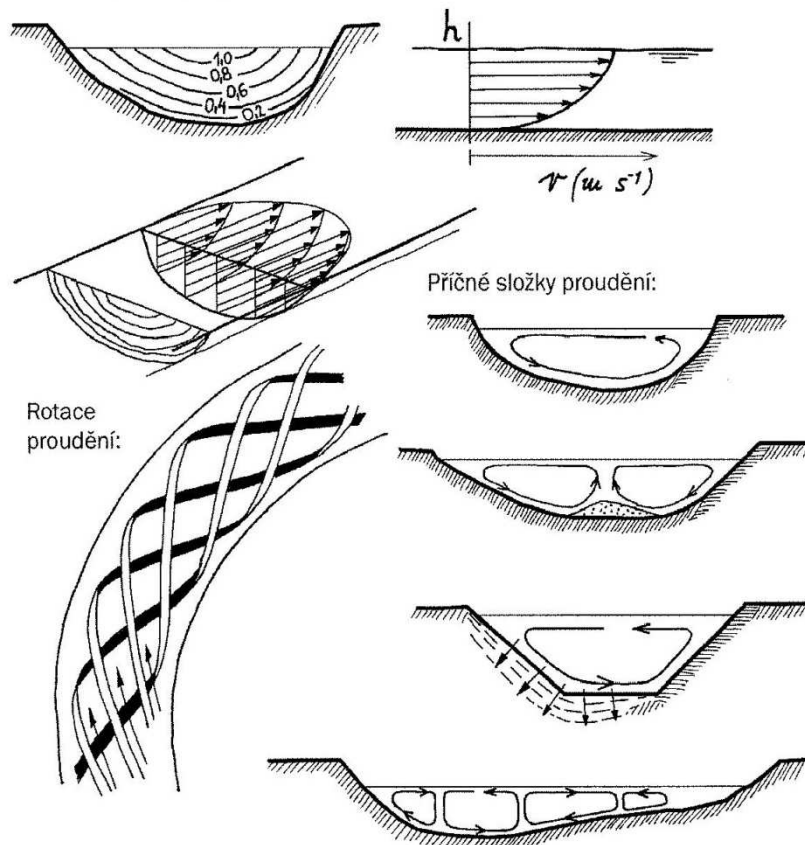


Obr. 7: Zákruty a meandry (zdroj: Horník a kol., 1986)



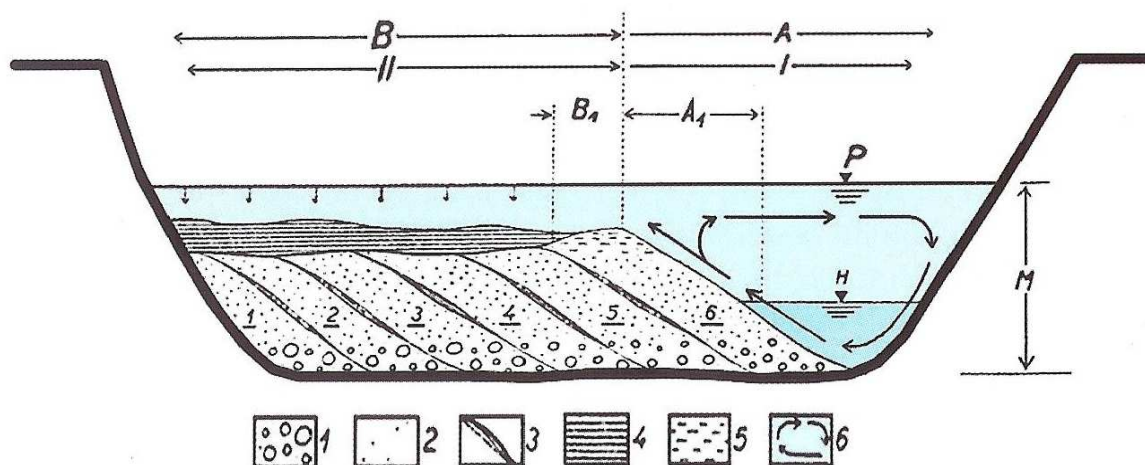
Obr. 8: Vývoj meandru (zdroj: Just a kol., 2005)

Rozdělení podélných rychlostí proudění v korytě:



Obr. 9: Proudění vody v korytě (zdroj: Just a kol., 2005)

Nejvyšší rychlost proudění je přibližně v horní třetině hloubky nad nejhlubšími místy koryta. Při zakřivení toku se vytváří výrazné šroubovitě proudění vznikající účinkem odstředivých sil. Při nárazovém břehu dochází k převýšení hladiny a proud je spirálovitě stočen směrem ke dnu. Příčná složka proudění je zde podpořena tíhou částic v korytě, proto jsou zde erozní účinky nejsilnější. Vzhledem k tomu, že koryta řek nabývají nepravidelných tvarů s četnými dnovými nerovnostmi a překážkami, je proudění toků rozděleno do mnoha takovýchto šroubovitých útvarů. Nejmenší erozní účinky jsou pak v ohybech v korytu mělkém a širokém. Naopak nejintenzivnější eroze probíhá v toku s malým poměrem šířky a hloubky.



Obr. 13: Ukládání materiálu v meandrujícím korytě v oblasti jesepe (zdroj: Ložek, 1975)

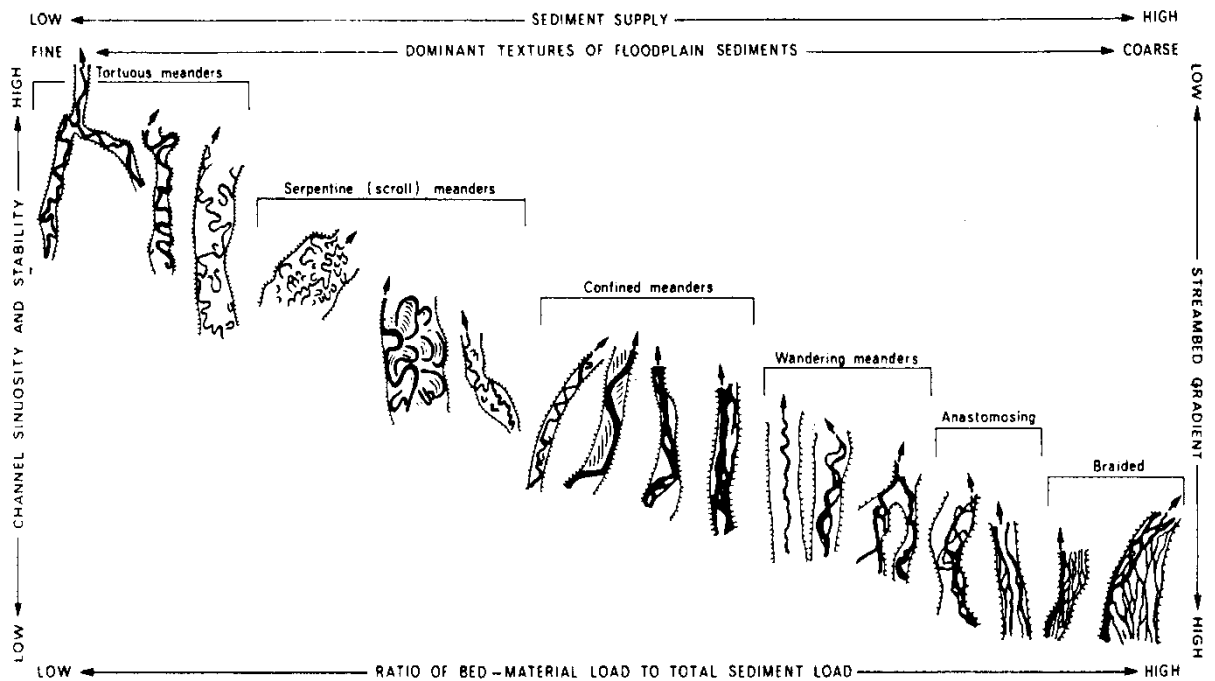
A – řečiště; A₁ – jesepe; B – niva; B₁ – příbřežní val; P – Úroveň povodní; H – Úroveň hladiny za běžných průtoků; M – normální mocnost naplavenin (aluvia); I – pásmo ukládání řečištních nánosů (1 – 6 jednotlivá stadia tvorby řečištních nánosů); II – pásmo ukládání nivních nánosů (1 – štěrky, 2 – drobné štěrky až písky, 3 – jílovité polohy, 4 – hlinitopísčité až jílovité uloženiny povodní (nivní aluvium), 5 – hlinitopísčité uloženiny příbřežního valu, 6 – směr příčné cirkulace v řečišti. Akumulace je nerovnoměrná, jednotlivé povodňové události ukládají vrstvy hrubšího materiálu vzájemně oddělené polohami jílovitých akumulací uložených při ústupu povodně nebo za normálních průtoků. Jesepevé vrstvy jsou též vzhledem ke klesající unášecí schopnosti proudění směrem vzhůru vertikálně tříděny (1, 2). Mimo aktivní řečiště jsou překrývány nivními povodňovými hlinami.

Podle několika zvolených parametrů (tvar, sklon, materiál dna, unášený materiál apod.) lze pak vymežit následující typy meandrů (Gordon et al., 2004):

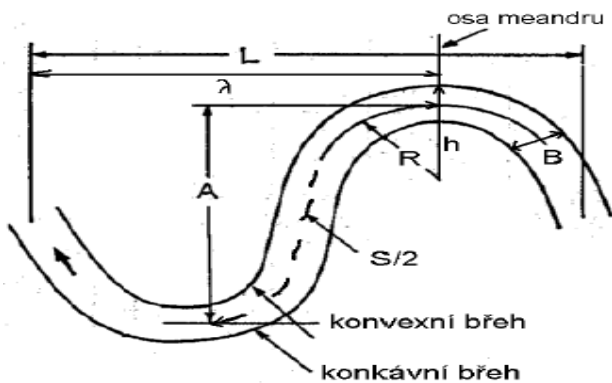
- *wandering meanders (putující meandry)* – vytvářejí se v oblastech s vyšším sklonem umožňujícím meandrování (pod 2 %); podklad tvoří hrubších štěrkový a kamenitý materiál; tvary jsou méně stabilní a rychle putující ve směru toku; v korytě je dostatek transportovaného materiálu; tvoří přechod mezi divočicím tokem a nížinnými meandry
- *confined meanders (omezené meandry)* – tvoří se v místech vyššího až středního sklonu umožňujícího meandrování; oblouky koryta se vinou od svahu ke svahu v údolí s užším nivním pásem
- *serpentine meanders (klikaté meandry)* – nacházejí se v oblastech nízkých sklonů a širokých údolích; jemnozrný materiál nivy umožňuje složité vinuté zakřivených toků; vzhledem k nízkým rychlostem proudění řeka ukládá jemnozrný materiál
- *tortuous meanders (křivolaké meandry)* – vyskytují se v podobných podmínkách, trasa toku však probíhá až do protisměru

Jednotlivé typy meandrů jsou znázorněny na obr. 11. Základní parametry využívané k jejich popisu uvádí obrázek 12; jejich vzájemnými vztahy se zabývala řada autorů (tab. 1). Jak uvádějí např. T. Just a kol. (2005), na základě empirických výzkumů byla zjištěna následující fakta. Šířka meandrového pásu bývá 10 až 14 násobkem šířky koryta. Poloměr meandrových oblouků bývá zhruba 2 až 3 násobkem šířky koryta. Vzdálenost mezi středem oblouku a

následujícím brodem bývá 5 až 7 násobkem šířky koryta. Nicméně při hodnocení vztahu velikosti korytových průtoků a jejich vlivu na tvar koryta nebyl podle T. Justa a kol. (2005) prokázán jednoznačný vztah umožňující geomorfologickou klasifikaci toků. Trasa řeky tedy závisí zejména na místních specifických podmínkách (geologické složení podkladu, sklon terénu, množství a charakter srážek apod.).



Obr. 11: Typy meandrujících koryt (zdroj: Wetzel, 2001)



Obr. 12: Geometrie meandru

(zdroj: Klimaszewski, 1978)

L = délka vlny meandru

λ = šířka oblouku

A = amplituda

R = poloměr zakřivení

$S/2$ = polovina délky oblouku meandru (mezi body inflexe)

h = šířka šíje meandru

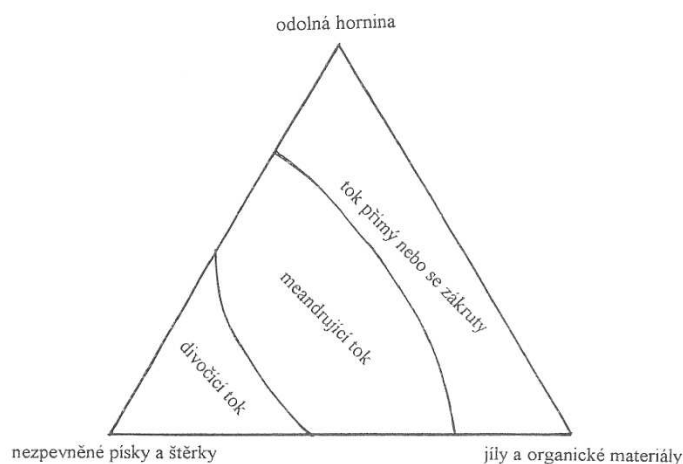
B = šířka koryta

Podle K. Kerna (1994) odpovídá např. poloměr oblouku k šířce koryta v průměru 2,7. U dvou třetin toků byl tento poměr zaznamenán v rozmezí 1,5 až 4,3.

Souvislostí spádových poměrů a parametry toků se zabývali Leopold et al. (1992), nicméně jejich závěry nebyly v praxi často ověřeny. Vztahy mezi křivolakostí, zrnitostním složením a rozměry koryta uvádí S. A. Schumm (2005). Problematiku meandrování řek z hlediska horninového podloží a složení sedimentů, jak je uvedeno na obr. 13, popisuje R. W. Fairbridge et al. (1968).

Vztah	Autor	Matematický vztah
délka vlny meandru L a šířka koryta B	Inglis (1941)	$L = 6,6B^{0,99}$
	Leopold, Wolman (1960)	$L = 10,9B^{1,01}$ velké toky $L = 7B$ až $15B$ malé toky $L = 7B$
	Zeller (1967)	$L = 10B$
amplituda A a šířka koryta B	Inglis	$A = 18,6B^{0,99}$ nebo $A = 10,9B^{1,04}$
	Leopold, Wolman.	$A = 2,7B^{1,1}$
délka vlny meandru L a poloměr zakřivení R	Leopold, Wolman.	$L = 4,7R^{0,98}$
poloměr zakřivení R a šířka koryta B	Leopold, Wolman	$R = 2,3B$
	Nansen, Hickin (1983)	$R = 2,5 - 3B$
šířka oblouku λ a šířka koryta B	Leopold, Wolman	$\lambda = 5B$ až $7B$
korytotvorný průtok Q_{kk} a délka vlny meandru L	Inglis	$L = 29,6Q_{kk}$
	Zeller	$L = 10$ až $100Q_{kk}^{0,5}$
korytotvorný průtok Q_{kk} a poloměr zakřivení R	Inglis	$R = 84,7Q_{kk}$
korkotvorný průtok Q_{kk} a šířka koryta B	Inglis	$B = 4,88Q_{kk}$

Tab. 1: Vztahy parametrů toku podle různých autorů (zdroj: Matoušková, 2003)



Obr. 13: Vliv materiálu na tvar koryta (zdroj: Fairbridge, 1968)

Z hlediska stability a následujícího vývoje lze meandry rozlišovat na základní dva typy (Kettner, 1954):

- *meandry volné* - nacházejí se v místech, kdy řeka protéká málo zpevněnými materiály, které podléhají snadno jejím erozním účinkům; vývoj meandrů je zde rychlejší a dochází k jejich poměrně rychlému posunu v rámci meandrového pásu směrem po toku (Polabí)
- *meandry zaklesnuté* - jsou vázány v terénu na přítomnost velmi odolné horniny a svůj tvar a polohu mění jen velmi nesnadno (střední tok Vltavy).

Pokud dojde k přerušení meandrové šíje, vytvářejí se tzv. meandry opuštěné. Další typy meandrů uvádějí např. Q. Záruba (1943), F. Vitásek (1958). Velmi podrobně se touto problematikou zabýval M. Klimaszewski (1978) a ve svém souborném díle přináší též srovnání současných poznatků o tomto fenoménu.

4.3 Typy starých říčních ramen

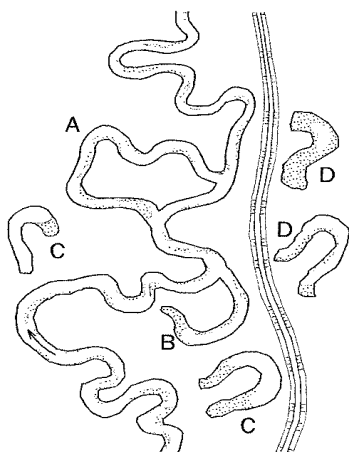
Opuštěné meandry stejně jako stará překládaná koryta řek za povodňových událostí dávají vznik fluviaálním jezerům, která jsou předmětem studia předkládané práce. V oblasti Polabí jsou ovšem změny vedení hlavního toku řeky ze značné části dílem lidské činnosti. Důvodem bylo napřimování řeky s cílem ji splavnit, nebo ochrana pozemků před povodněmi. Regulační práce na Labi probíhaly v podstatě po staletí, nicméně s rostoucím rozvojem techniky se četnost, rozsah prací a rychlost prováděných změn značně zvýšil. Masivní změny toku začaly na Labi probíhat zejména od počátku 20. století, kdy byl zahájen rozsáhlý projekt kanalizace řeky.

Podle komunikace s hlavním tokem lze podle T. Justa a kol. (2005) rozlišovat následující typy říčních ramen (obr. 14):

- *vedlejší rameno* – dosud protékané rameno probíhající souběžně s hlavním korytem
- *staré rameno* – již neprotékané rameno; stále jednostranně spojeno s aktivním korytem, na jehož vodním stavu závisí
- *mrtvé (odstavené) rameno* – rameno nepropojené s aktivním korytem; za normálních vodních stavů komunikuje pouze podzemní cestou
- *mrtvé (odstavené) rameno oddělené hrázemi* – postrádá i povodňovou komunikaci s aktivním korytem; rychle se zazemňuje

Kromě starých meandrů T. Just a kol. (2005) definují další vodní útvary, které se nacházejí v okolí řeky:

- *tůň* – prohlubně zaplněné vodou, které nejsou zbytky starého koryta, vznikly v nivě za povodní soustředěným lokálním vymíláním rychle tekoucím povodňovým proudem; často vázány na specifické vlastnosti terénu
- *periodické tůň* – zaplněny vodou jen po část roku



Obr. 14: Názvosloví říčních ramen (zdroj: Just a kol., 2005)

- A – vedlejší rameno
- B – staré rameno
- C – mrtvé (odstavené) rameno
- D – mrtvé (odstavené) rameno oddělené hrází

V anglicky psané literatuře jsou pro říční ramena používány následující termíny (Rulík a kol., 1996):

- *umělé nové rameno* – shortcut, bypass channel
- *mrtvé rameno přirozeně oddělené* – oxbow lake
- *odstavené, odříznuté rameno* – cut backwater, cut lake
- *mrtvé rameno vyššího řádu na říční terase* – old channel, abandoned channel
- *slepé rameno* – dead arm, dead channel

Další klasifikaci starých ramen a tůní přináší D. Pithart a kol. (2003B). Hlavním kritériem pro odlišení ramen a tůní je uvedena délka starých meandrů, která mnohonásobně překračuje jejich šíři. Naopak tůně nabývají spíše kruhových tvarů. Tyto vodní útvary D. Pithart a kol. dále člení následujícím způsobem (obr. 15):

- *mrtvá, stará ramena* – oddělené vodní plochy protékané jen za povodní, oddělení je přirozené
- *dvojitá, anastomózující, paralelní ramena* – funkční protékaná ramena
- *slepá neprůtočná ramena* – napojena jen jedním koncem
- *odstavená ramena* – bývalé meandry dnes napřímených toků, odděleny uměle
- *tůně stálé* – přirozené menší nádrže různého charakteru a původu
- *tůně periodické jarní* - naplněny táním v únoru až květnu
- *tůně periodické letní* - naplněny za zvýšení srážek v létě

D. Pithart a kol. (2003) též definují oválné a kruhové tůně jako pozůstatky říčních ramen, ve kterých se nacházela hlubší vymletá místa v řece.

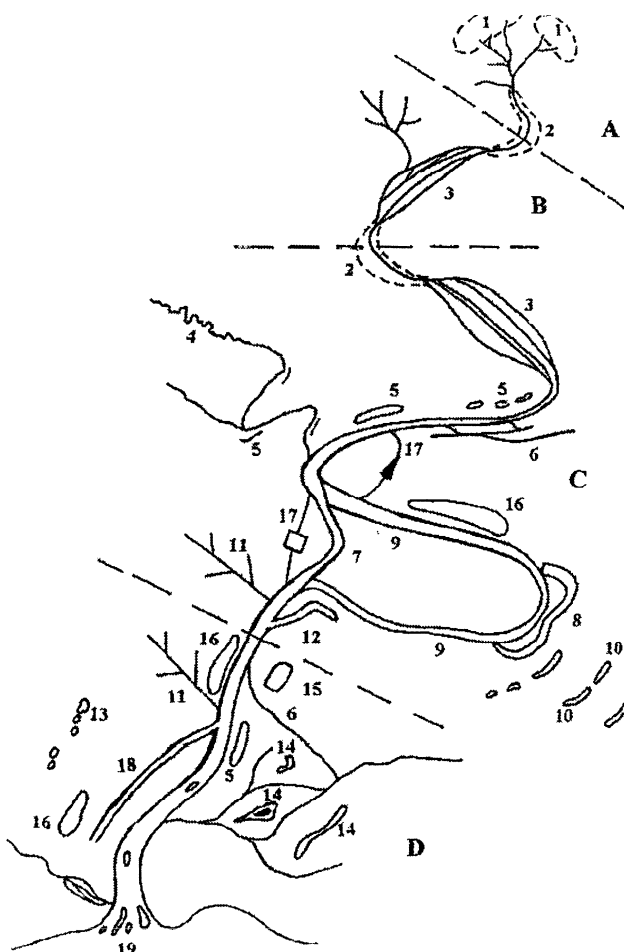
Rozlišení na tůně stálé a periodické nemusí být vždy dáno přítomností vody, neboť i stálé tůně mohou za určitých klimatických podmínek vyschnout. Oba biotopy mohou být rozeznávány spíše podle přítomnosti určitých druhů adaptovaných na vysychání či nikoliv (Williams, 1996). Podle tohoto jsou periodické tůně vodní biotopy, kde je vysychání možné předvídat, a proto je obývají organismy na vyschnutí adaptované. Stálé (permanentní tůně) jsou naopak vodní biotopy, které mohou vyschnout jen příležitostně a nežijí v nich organismy adaptované na vyschnutí.

Odum (1977) definuje tůně jako malé vodní plochy s velkým litorálním pásmem, kde limnetické (volná voda) a profundální (hluboká voda) pásmo je malé nebo chybí. Zde ovšem popis neodpovídá zastíněným tůním, jejichž litorál charakterizovaný makrofyty téměř chybí. Z hlediska zoocenologické klasifikace (Illies, Botosaneanu, 1963), která člení tok od pramene k ústí na krenon, ritron a potamon, je možné obdobně nivní vody členit na (Amoros et al., 1987):

- *eupotamon* – velké ekosystémy tekoucích vod; lotické (tekoucí voda) a lenitické (oblast klidné vody) biotopy; hlavní tok a boční ramena

- *parapotamon* – víceméně stojaté vodní ekosystémy v odříznutých bočních ramenech zazemněných na horním konci s dolním koncem stále spojeným s řekou; bývalá ramena více či méně přiléhající k hlavnímu toku (v obrázku 15 jim odpovídají útvary č. 9 a 12)
- *plesiopotamon* – permanentně nebo dočasně stojaté vodní ekosystémy nemající stálé nebo přímé napojení na řeku; nestabilní biotopy vysoce ovlivňované průtokem v řece; malá vodní tělesa a mokřady přiléhající k hlavnímu toku; často v lužních lesích (v obrázku 15 jim odpovídají útvary č. 5 a 10)
- *paleopotamon* – permanentní nebo dočasně stojaté vodní ekosystémy nemající stálé nebo přímé napojení na řeku; stabilní biotopy středně ovlivňované průtokem v řece; mrtvá ramena dále od řeky vzniklá v místech bývalých meandrů a anastomózujících ramen (v obrázku 15 jim odpovídají útvary č. 10 a 14)

Vzhledem k odlišnostem označení jednotlivých vodních útvarů v nivě bude pro účely této práce používáno následujících termínů. V případě uměle oddělených ramen bude používáno označení ramena odstavená. Ta, která jsou stále spojena jedním koncem s hlavním tokem, budou popisována jako ramena slepá; ramena, jejichž povrchová komunikace s řekou byla již přerušena, budou označovány termínem mrtvé rameno. Pro obecné označení tohoto typu jezer bude používáno sousloví stará ramena resp. staré meandry.



Obr. 15: Názvosloví základních objektů řek a jejich niv (zdroj: Pithart a kol, 2003B)

A – pramenná oblast, B – horní tok, C – střední tok, D – dolní tok; 1 – pramen, pramenná oblast, 2 – násep, násepový (nárazový) břeh (proudem řeky podemílán a erodován), 3 – jesep, jesepový (vypuklý) břeh (mírný sklon, sedimentace unášeného materiálu, vznik písčitých a šterkovitých lavic), 4 – přítok, meandrující potok, 5 – zbytek původního koryta (malé vodní těleso či mokřad přiléhající k hlavnímu toku), 6 – anastomózující boční rameno, 7 – protržený meandr, 8 – zbytek starého meandru (neprůtočný, přirozeně oddělený), 9 – starý meandr, mrtvé rameno (více či méně průtočné, uměle odříznuté, 10 – tůň či mokřady (vzniklé z bývalých ramen dále od řeky), 11 – odvodňovací systém kanálů, 12 – slepé (zpětné) rameno, 13 – zbytky mrtvého ramene, lužní (nivní) tůň, 14 – mrtvé rameno vzniklé dále od řeky (v místě bývalého meandru a anastomózujících ramen, lužní (nivní) jezero, 15 – kruhová tůň (vzniklá zatopením vytěžených jám – těžba písku či šterku), 16 – podélný typ tůně, 17 – průpich meandru (umělý, často jako mlýnský náhon), 18 – boční (vedlejší, anastomózující) rameno (využívané jako odvodňovací nebo zavodňovací kanál, 19 – ústí toku do moře

5 Říční niva

5.1 Základní charakteristika říční nivy

Niva je definována jako akumulární rovina podél vodního toku, která je tvořena nekonsolidovanými sedimenty transportovanými a usazenými tímto vodním tokem, přičemž při povodních bývá zpravidla částečně či celá zaplavována (Demek, 1988). U širších toků s terasovým systémem se jedná o území mezi prvními terasami (obr. 16). Pro vymezení nivy z geomorfologického a vodohospodářského hlediska není podstatné, zda její povrch pokrývají přírodní porosty, orná půda nebo třeba zástavba (Just a kol., 2005). Z ekologického hlediska lze nivu v postatě považovat za ekoton – přechod mezi suchozemským a vodním prostředím (Holland et al., 1991). Název niva má původ v řeckém neios označujícím novinu po úhoru a slovanském nov – nový. Niva je tedy „kus rovné země zcela nově vzdělané“ (Šefrna, 2007)

Toto řekou ovlivňované území doprovází tok od pramenné oblasti, kde jsou nivy vzhledem k omezení údolí skalními svahy velmi úzké, až po široká rovinatá území nížinných toků. Nivy jsou velmi složité, pestré a provázané ekosystémy, kde energetický příjem a výdej převyšuje vlastní toky energií ekosystému. Tím jsou ovšem velmi zranitelné. Rizika vzrostla zvláště od 50. let 20. století, kdy byly řeky často koncentrační trasou mnoha i toxických látek. Prostřednictvím nivy dochází ke komunikaci jednotlivých částí reliéfu povodí, kdy se uplatňují zejména erozní a akumulární fluvialní procesy, jejichž intenzita závisí na pozici dané části nivy z hlediska spádové křivky toku (Křížek, 2007).

Substrát niv – říční sediment – je též záznamem o dění v širší krajině a uchovává tak informaci o jejích změnách a vývoji. Tak například záznam dejekčního kužele odkazuje na vývoj vedlejšího koryta, kde došlo ke změně spádových poměrů. Nivy též patří k jedněm z nejproduktivnějších ekosystémů.

5.1.1 Substrát niv

Podloží nivy je zpravidla u nížinných toků tvořeno střídáním štěrkopískových poloh s jemnozrnnějším materiálem způsobeným klimatickými změnami v holocénu. Střídáním erozních a akumulárních fází byly vzhledem ke geologicky klidnému prostoru Českého masívu na mnohých místech zachovány říční terasy odpovídající historickým úrovním niv (Chlupáč, 2002).

Při povodních v nivě dochází k vymílání, ale i k akumulaci materiálu, který sedimentuje za snížení rychlosti proudění. Některé terénní deprese jsou zanášeny, jiné naopak povodňová vlna propláchne a udržuje (stará ramena v blízkosti toku). Ve vlastní nivě tak např. může přibýt od desetin až po desítky cm materiálu za rok (Rauch, Francíková, 2003). Mimo to se mohou ukládat sedimenty i jako výplně koryt a sníženin nebo náplavové kužely. Podle síly povodně se mohou vytvářet i tzv. příčná žebra fluvialních akumulací, která jsou orientována kolmo na tok nebo rozsáhlejší akumulace – valy. Ty vznikají zpravidla podél toku a zvyšují tak jeho průtokovou kapacitu. Materiál těchto akumulací zejména na dolních tocích odpovídá geologickému složení oblasti. V případě meandrujících řek se uplatňuje boční migrace toku se

sedimentací v korytě, ale i sedimentace za pomalých, ale zvýšených stavů, když se řeka vylíje z koryta. Stará ramena jsou zanášena někdy i materiálem z okolních údolí, čímž se v nivě vytváří složitý stratigrafický systém (Vilímek, 2007). Z hlediska akumulace materiálu v nivě se uplatňuje několik typů akrece (Křížek, 2007; Brierley, Fryirs, 2005):

- *boční akrece* – materiál ukládán na konvexním břehu meandru
- *vertikální akrece* – sedimentace ze suspenze po vybřežení toku
- *stužková akrece* – materiál sedimentuje během velkých povodní v korytě, kde se vytvářejí ostrovy
- *šikmá akrece* – probíhá v prostoru koryt, kde jsou bahnitopísčité lavice postupně spojeny akumulační rovinou
- *kontrastní akrece* – sedimentace v okolí zákrutů a meandrů, kde účinkem sekundárního proudění dochází ke vzniku zpětných proudů, kdy pak dochází k ukládání materiálu podobně jako v případě vertikální akrece
- *akrece opuštěných koryt* – vyplnění starých ramen povodňovými sedimenty

5.1.2 Hydrogeologické podmínky

Vzhledem k propustnému substrátu tvořenému písky, štěrkopísky, štěrky a v některých polohách pak méně propustnými jílovitými vrstvami jemnozrnných sedimentů, dochází v oblasti nivy k infiltraci, k pohybu podzemní vody, k její akumulaci, i k odvodňování (Kachlík, 1996). Přirozený pohyb a kvalita vod v nivě byly však lidskými aktivitami porušeny (meliorace, hnojení, pesticidy). Ke kontaminaci může docházet povrchovými vodami při záplavách, ale i kontaminovanými vodami podzemními (infiltrací např. z vyšších zemědělsky využitých teras, nebo přímo z kontaminovaného toku). Fluviální sedimenty však často slouží jako zásobárna pitné vody (v úseku Labe např. mezi ústím Úpy a Litoměřicemi), proto je stav nivy zásadní (Rauch, Francíková, 2003).

5.1.3 Nivní půdy

V holocénu byl povrch nivy tvořen chudými štěrkovitými půdami. Z nich se postupně vyvíjely dnešní fluvizemě (Šefrna, 2007). Většina těchto nivních půd jsou půdy velmi mladé. Jejich stáří je odhadováno na desítky maximálně stovky let. Složení odpovídá působení základních půdotvorných činitelů (substrát, klima, vegetace, půdní organismy, reliéf), úrodnosti půd v povodí, ale i dějům, které v oblasti dlouhodobě probíhaly. V nivě se tak mohou vyskytovat slatiny, ale i např. pěnovce (místa vývěru iontově obohacené podzemní vody), hromaděním organické hmoty vede k tvorbě černic. V oblasti starých ramen či u paty říčních teras, kde dochází k vývěrům pramenů, se mohou vytvořit i formy semihydromorfních půd (pseudogleje, stagnogleje), v místech trvalého převlhčení se vyvíjejí gleje s redukčním horizontem (Tomášek, 2000). Obecně jsou půdy niv těžší, než je tomu v oblasti celého povodí. Lehčí varianty se nacházejí v horních úsecích toků.

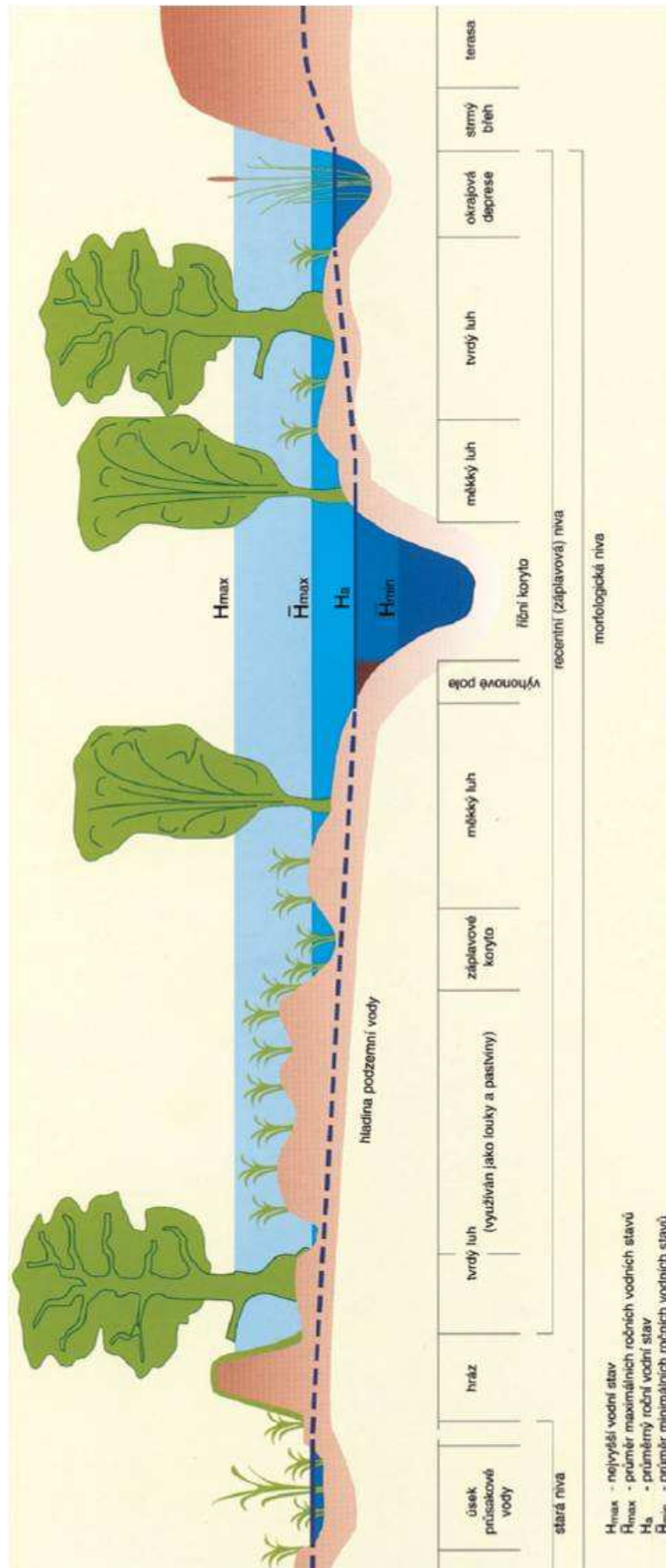
5.1.4 Vegetace nivy

Veškeré říční nivy byly přirozeně v našich podmínkách pokryty porosty dřevin, ze kterých se do dnešní doby dochovaly jen fragmenty. V prostoru střední Evropy je možné porosty niv rozdělit (Prach, 2003B) na tvrdé luhy nížinných řek s dominancí např. dubu letního a topolu černého, kdy je bylinné patro tvořeno typickou hájovou květenou (dymnivka, orsej jarní). Tyto lesy se vyskytují okolo Labe (obr. 17), Moravy a Odry, ve zbytcích okolo Lužnice, Úhlavy a Opavy. V nižších částech nivy navazují měkké luhy nížinných řek, kde zaplavení trvá déle. Hájová květena je nahrazena ostřicí, ve stromovém patře zde převládá vrba bílá. Údolní jasano-olšové luhy lemovaly toky od nížin do nižších hor. Bylinné patro tvoří vlhkomilnější lesní a lemové druhy (orsej jarní, přeslička lesní, netýkavka nedůtklivá). Podobné bylinné patro se nachází v dalším typu nivní vegetace, a to v horských olšinách. Vrbové pobřežní porosty osídľují balvanité břehy prudších řek, bylinné patro tvoří často chrastice rákosovitá. U nás je tento typ nivní vegetace zastoupen v Beskydech. Odlesněním niv vznikly druhotné nivní psárkové, metlicovité, či pcháčové louky. V místech tradičního obhospodařování těchto luk tvoří druhově bohatá společenstva velmi cenná území (Chytrý a kol., 2001). Kromě původních druhů se v posledních desetiletích rozšířily v souvislosti s povodněmi i nepůvodní invazní druhy jako např. křídlatky, zlatobýly, slunečnice hlíznatá, netýkavka žláznatá a další (Chuman, Lipský, Matějček, 2007).

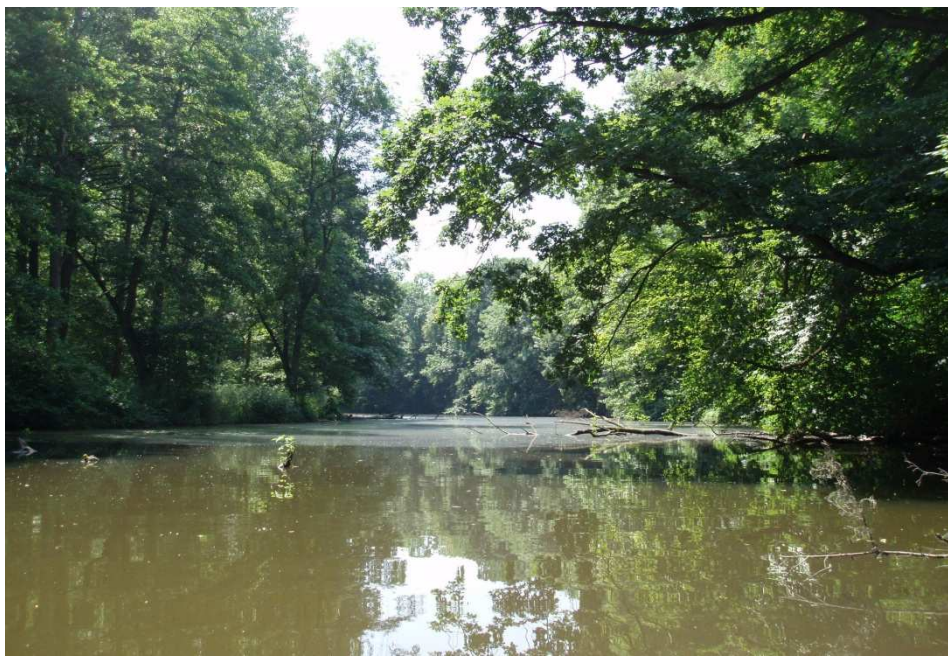
Složení pobřežní a vodní vegetace závisí na rychlosti proudění toku, substrátu a obsahu živin. Na horních tocích se tak často vyskytují např. mechy rodu *Fontinalis*, lakušník vzplývavý apod. Se zklidňováním toku druhů přibývá, zastoupena může být i vegetace stojatých vod – stulík žlutý, lakušník vodní. V nížinných tocích se pak vyskytují širokolisté druhy rdestů. Písčité břehy jsou lemovány ostřicí a chrasticí, na těžkých substrátech v eutrofizované stojaté vodě roste zblochan vodní (Slavík, 1980).

5.1.5 Fauna nivy

Pestrostí svého prostředí poskytuje niva domov řadě živočichů. Vodní plochy v nivě jsou nezastupitelnými biotopy pro rozmnožování řady u nás rozšířených druhů ropuch, v níže položených částech nivy sídlí řada druhů skokanů. Útočiště zde najdou i stromové druhy žab např. rosnička zelená. V suchých partiích niv se pak hojně vyskytují ještěrky (živorodá, obecná), vody obývá užovka obojková a podplamatá. Niva a vodní toky mají dále zásadní význam i pro řadu ptáků. Nejužší vazby na tekoucí vodu mají skorec vodní a ledňáček říční, za potravou k vodě létá např. čáp černý, kulík říční apod. V písčitých a hlinitých kolmých svazích hnízdí břehule říční. Nezamrzající úseky větších řek jsou též nepostradatelné pro přezimování řady druhů (labuť velká, kachna divoká, lyska černá apod.). Ze savců pak nivu obývá bobr evropský, vydra říční. Netopýry láká vodní hmyz. U vodních toků se mohou vyskytovat i jinak synantropní druhy jako např. potkan (Prach, 2003B).



Obr. 16: Průřez nivou středního Labe (zdroj: Simon a kol., 2005)



Obr. 17: Lužní les obklopující slepé rameno u Poděbrad (foto D. Chalupová)

5.2 Vodní ekosystémy v nivě

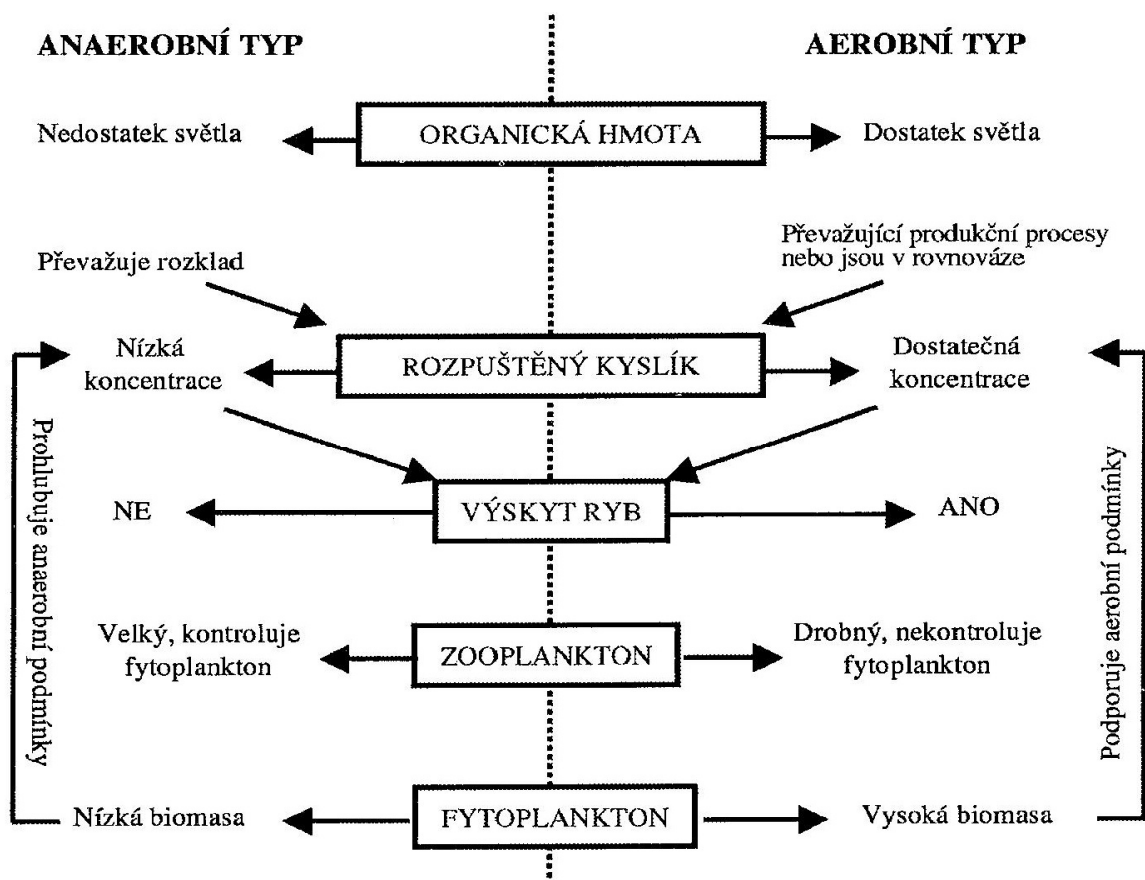
Říční ramena a tůň představují oproti velkým jezerům mnohem proměnlivější a diverzifikovanější prostředí. Vzhledem k jejich přechodnému postavení mezi řekou a okolní krajinou jsou důležitým článkem při šíření druhů v přírodě. Bohužel zemědělské aktivity v krajině vedoucí k eutrofizaci a mírnému zvyšování pH spolu s technickými zásahy do nivy (kanalizace toků, meliorace niv) unikátní vlastnosti a pestré oživení těchto vodních útvarů omezují.

Z hlediska komunikace s řekou jsou tyto útvary spojeny buď povrchově, nebo jsou s tokem hydraulicky spojeny propustnými vrstvami štěrkopísků nivy. Při průsaku vody z řeky však dochází k pozměnění chemismu říční vody. Korelace kvality vody v tůních a ramenech a v řece je tedy proto velmi nízká. Tůň a ramena mohou být také dotovány vodou z říční terasy, která může mít zcela odlišný chemismus (např. vyšší koncentrace dusičnanů - zemědělské využití terasy s aplikací hnojiv, síranů, chloridů a naopak nízké koncentrace fosforečnanů). Tento přítok vody do tůní a ramen je poměrně stabilní.

Oživení tůní a ramen je značně korigováno řekou – respektive povodňovými stavy. Tyto průtoky přinášejí do tůní a ramen nové druhy; dochází ale i k opačnému procesu, kdy je jejich oživení vypláchnuto do toku. Stejně tak je ovlivňován chemismus vody (např. možnost znečištění řekou, pokud je kontaminovaná). Četnost a trvání záplav má zásadní vliv na chemismus tůní a ramen a na složení jejich společenstev. V častěji zaplavovaných lokalitách bude oživení podobné. Po opadu povodňové vlny začíná proces diverzifikace jednotlivých lokalit, proto tůň a ramena málo komunikující s řekou mohou být obývána zcela specifickou faunou a flórou (Pithart a kol., 2003B).

Z ekologického hlediska hraje rozměr vodního útvaru významnou roli. U malých nádrží (tůň, ramena) je tepelná kapacita nízká, zásadní vliv má terestrický ekosystém a vzhledem k malé hloubce je vodní sloupec ovlivněn zejména dnovými procesy. Tak např. při zastínění břehovou vegetací dochází k omezení fotosyntetické aktivity planktonních druhů. Opad přispívá k organickému zatížení tůně či ramene a huminové látky z něj vyluhované brání průniku světla do hlubších vrstev vody. Následně může docházet díky rozsáhlým rozkladným procesům ke kyslíkovým deficitům, které ovlivňují strukturu společenstev (ryby netolerující nízké koncentrace kyslíku ve vodě vymizí, zooplankton je nucen k bakteriální potravě). Dalším aspektem břehové vegetace, zejména stromů a křovin, je jejich efekt jako větrná bariéra – hladina je pak chráněna a míchání tůně je tím omezeno. Deficit kyslíku je tak stagnací vody podpořen, u dna se naopak hromadí řada rozpuštěných i nerozpuštěných látek – určující vliv mají tedy sedimenty a procesy na ně vázané (Wetzel, 2001). V některých starých meandrech, kde je navíc vysoká koncentrace dusíku, dochází k zastínění vodního sloupce masivním výskytem okřehku, který výrazně brání výměně plynů a pod hladinou dochází k hromadění sirovodíku z rozkladů organické hmoty.

Tyto procesy probíhající v malých vodních nádržích jsou v případě velkých jezer zanedbatelné. Schéma výše popsaných pochodů v aerobních a anaerobních nádržích je uvedeno na obrázku 18.



Obr. 18: Schéma procesů v aerobní a anaerobní tůni nebo starém rameni (zdroj: Pithart a kol., 2003B)

5.2.1 Oživení vod tůní a starých ramen

Pro menší a zastíněné tůně a ramena jsou typičtí bičíkovci (*Chrysophyceae*, *Euglenophyceae*, *Cryptophyceae*), kteří jsou schopni aktivně se pohybovat tak, aby zůstávali v eufotické (prosvětlené) vrstvě. Ostatní pasivně se pohybující druhy fytoplanktonu po vypadnutí z osvětlené části vodního sloupce odumírají a sedimentují. V takových tůních proto nedochází k sinicovým květům. Naopak ve větších nezastíněných mělkých eutrofizovaných ramenech dochází k masivnímu výskyt kokálních forem planktonu (sinice, zelené kokální řasy apod.), které tvoří vodní květ (Kalff, 2002).

Složení společenstev zooplanktonu (obr. 19) závisí kromě abiotických faktorů na přítomnosti makrofyt a druhů ryb. Před rozvojem vodní vegetace tak např. dominují druhy planktonní (*Daphnia duplex*, *Brachionus sp.*), při rozvinuté vegetaci pak druhy fytofilní (*Chydoridae*, *Microcyclops bicolor*, *Acanthocyclops viridis*). Přítomnost a složení makrofyt ovšem závisí na rozkolísanosti hladiny, množství živin a charakteru sedimentu. Planktonožravé ryby zase kontrolují složení planktonu - dochází k tzv. top - down efektu, kdy vyšší trofická úroveň určuje složení úrovně nižší (Goldman, Horne, 1983).

Podle zastoupení druhů lze usuzovat na charakter tůně. Periodické tůně představují společenstva většinou druhově chudá, ale mohou hostit vzácné druhy (řezan pilolistý - *Stratiotes aloides*, šípatka střelolistá - *Sagittaria sagittifolia*, leknín bílý - *Nymphaea alba*). Fauně těchto tůní pak dominují R-stratégové a druhy s adaptací na vysychání (žábronožky, listonozi, škeblovky). Celkově je možné shrnout, že druhová biodiverzita se zvyšuje s délkou akvatické fáze a složení vodních společenstev určuje též intenzita spojení s řekou. Mnohá ramena jsou ovšem rybářsky využívána, což skladbu ichtyofauny jednoznačně určuje. V podmínkách člověkem málo ovlivněných tůní a říčních ramen se mohou vyskytovat i ohrožené druhy ryb jako např. sekavec písečný, střevle potoční apod. (Pithar a kol., 2003B).



Obr. 19: Společenstvo zooplanktonu labských tůní – *Copepoda*, *Rotatoria* (foto D. Chalupová)

5.3 Využití říčních niv

Niva a toky řek byly pro potřeby lidí uměle ovlivňovány již ve starověku. Na našem území první zásahy spadají přibližně do 12. stol. př. n. l., kdy zemědělská společnost začala krajinu odlesňovat, což se v nivě a korytech řek projevilo ukládáním hlinitých frakcí spláchnutých z tokům blízkých polí. Postupně začalo v souladu s klimatickými změnami docházet k acidifikaci půd a vyplavování živin, což zhoršilo její vlastnosti a erozní odolnost. Tím se měnily i erozně akumulací procesy v krajině (Šefrna, 2007). V jemnozrnném materiálu se měnila trasa toků, dříve chráněná sídla byla najednou ohrožována velkou vodou. Technické zásahy do říční sítě byly ve středověku omezeny na budování mlynářských náhonů, jezů apod. V 16. století dominovala stavba rybníků. Tyto úpravy však měly většinou pozitivní účinek v podobě obohacení krajiny o nové biotopy a odběry z řek nenarušovaly významně hydrologický režim. S rozvojem společnosti však dopady lidských aktivit narůstaly (Prach, 2003A).

Se snahou splavit větší řeky a chránit sídla před povodněmi byly prováděny za podpory zdokonalujícího se technického vybavení stále větší zásahy do tras toků. Významným mezníkem pro tuto činnost byla tzv. "zemská povodeň" v roce 1890. Přirozeně meandrující řečiště byla postupně nahrazována přímými geometrickými koryty (zejména pak v 2. pol. 20. století), která ovšem proudění výrazně urychlují, což může mít za následek zvýšení katastrofických účinků povodně při překonání protipovodňové bariéry (Langhammer, Vajskebr, 2007). Na různých místech koryt se neúměrně zvýšila eroze (zejména hloubková), jinde naopak docházelo v souvislosti se změnami využití krajiny k masivnímu zanášení (přehrad). Opevněné toky také mylně vyvolaly pocit bezpečí před povodněmi, sídla se posunula blíže k řece, což pak povodňové škody pouze znásobilo. Přirozené rozlivy řek však mají v transformaci povodňové vlny nezastupitelný význam. Kromě snížení účinku kulminační vlny využitím kapacity nivy s tůňmi, vedlejšími rameny a terénními depresemi včetně půdního prostoru, zde dochází i k výraznému zpomalení rychlosti proudění účinkem drsnosti povrchu nivy, což umožní i větší retenci vody. Nezanedbatelný je též význam druhové výměny a vzájemného obohacování řeky a nivy.

Kanalizací toků a stavbou odvodňovacích kanálů (zejména v 50. a 60. letech za dob kolektivizace a mechanizace zemědělství) též poklesla hladina podzemní vody v nivě a distribuce srážkových vod a podmínky odtoku byly narušeny. Tato situace vedla k destabilizaci režimu povrchových i podpovrchových vod. Většina těchto technických zásahů v podstatě znamenala zmenšení rozsahu, členitosti a zhoršení stability nejen vodního, ale i zvodněného prostředí (podpovrchová, podzemní voda). Zábory půdy byly výrazně zúženy meandrové a břehové pásy potoků a řek, rozsah vodních koryt a počet tůní, ramen a mokřadů byl výrazně snižován. Takto upravené toky a nivy ovšem ztrácí svou ekologickou hodnotu. Ačkoliv byla řada niv přeměněna již v historii na luční porosty, v 2. pol. 20. století byly louky rozorány a násilně využity jako pole, jejichž výnosnost nebyla vzhledem k charakteru půd příliš vysoká. Pěstovanými monokulturami došlo kromě ztráty mnoha

nivních biotopů k ochuzení biodiverzity, zvýšila se též plošná eroze dříve zalesněných či zatravněných niv. Samočisticí schopnosti toků byly zhoršeny vzhledem k omezení doby setrvání v korytě a též likvidací variabilního dna s velkým povrchem pokrytým biofilmem (Prach, 2003A).

Tyto zásahy se začaly negativně projevovat v 70. a 80. letech problémy s množstvím (schopnost nivy omezit povodňovou vlnu a naopak dotovat vláhou za období sucha) a zhoršující se kvalitou vody způsobenou silnou chemizací zemědělství a rozvojem průmyslu. Přirozené vodní a mokřadní biotopy byly degradovány, některé vodní druhy vymizely, ekologická funkce a stabilita vodních ekosystémů byla ohrožena. Kromě výše jmenovaných negativních dopadů je nutno též zmínit výrazné zhoršení estetických kvalit řek a vodních ploch, nehledě na ekonomickou náročnost technických úprav, jejichž původně zamýšlený pozitivní vliv např. na úrodnost ploch se často v podstatě neprojevil.

Přírodní nivy se zachovaly pouze podél horní Lužnice, Smědé, Ploučnice, Horní Vltavy, Moravy (CHKO Litovelské Pomoraví) a v malých úsecích podél Odry, Bečvy, Orlice a Stropnice.

5.3.1 Význam a využití říčních ramen a tůň

Vzhledem k tomu, že kanalizovaná koryta poskytují minimum úkrytů pro vodní živočichy, mají tak slepá ramena a tůň při zvýšených průtocích obrovský význam. Tyto vodní útvary se stávají refugiem, kde se kromě nížinných druhů mohou vyskytovat i druhy z vyšších partií toku, které byly strženy povodní (např. jelec tloušť, pstruh potoční apod.). Zatopená ramena dále poskytují dostatek živin a vzhledem k menší hloubce a stojatému charakteru vody je jejich teplota vyšší, což umožňuje rozvoj planktonních druhů. Pokud dojde ke spojení s řekou v době rozmnožování ryb, vznikají zde rybí trdliště. Při opadu povodně ramena působí jako zásobárna vodních organismů, které mohou zvyšovat oživení řeky.

V minulosti byla mnohá, ať již přirozeně či uměle oddělená říční ramena a tůň ponechána vlastnímu osudu. V řadě případů byla vystavena masívnímu splachu ze sousední zemědělské půdy, která byla často značně hnojena, a docházelo tak k jejich postupné eutrofizaci, měnil se výrazně chemismus vody a stále častěji tak docházelo ke kyslíkovým deficitům. Při absenci povodňových rozlivů zde postupně přežívaly pouze druhy adaptované na toto zhoršení podmínek (lín obecný, či piskoř pruhovaný adaptovaný k využití atmosférického kyslíku). V oddělených neproplachovaných tůňích docházelo též k omezení genetické výbavy jejího osídlení, což šlo k nízké adaptabilitě na možné změny a omezení odolnosti (Prach, Pithart, 2003B). Napojená ramena sice měla tedy zajištěn dostatek vody, nicméně v dobách, kdy kvalita vody mnoha toků (zejména 2. pol 20. století) byla značně neuspokojivá, to mohlo znamenat spíše kontaminaci vodního prostředí těchto fluviaálních jezer. Z důvodů získávání zemědělské půdy, kvůli zamezení šíření nežádoucího hmyzu, nebo i umístování např. stovebních odpadů, byla mnohá ramena a tůň zaváženy.

Staré meandry jsou též cenným informačním zdrojem pro studium historického vývoje toku v souvislosti s vývojem prostředí a lidských zásahů do něj. Velmi stará ramena tak mohou obsahovat archeologicky cenné předměty a paleontologické nálezy.

Řada těchto vodních útvarů v nivě byla jak v minulosti, tak i dnes rybářsky využívána. Pro tyto účely byly vybírány lokality s hloubkou minimálně 1,5 m, z praktického hlediska samozřejmě s vyhovující dopravní dostupností. Pro udržení dobré kvality vody se při nedostačujícím proplachování ramene prováděly umělé průpichy a rameno se tak opětovně spojovalo s hlavním tokem. Tím byla voda pročištěna (zbavení se nadbytku živin, prokysličení, druhové obohacení), nicméně mohlo dojít k nežádoucímu zavlečení invazních druhů z toku, popřípadě ke zhoršení kvality vody, pokud byl hlavní tok znečištěn. Pokud voda neposkytovala pro očekávaný přírůstek obsádky dostatek živin, byly ryby dokrmovány. Proti onemocněním se dávkovala antibiotika či vitamíny v podobě granulí. Při nutnosti prohloubit příliš zazemněné rameno byla ramena vyhrnována. Dostatečné prosvětlení bylo upravováno výřezem břehové vegetace, kosením přilehlých travinných společenstev byl omezen přísun biomasy.

Při výběru pěstovaných druhů jsou stále preferovány hospodářsky cenné druhy jako kapr obecný, cejn velký, úhoř říční, štika obecná apod. V ramenech ovšem bývají přítomny i další druhy jako plotice obecná, perlín ostrobřichý apod. (Hartvich, 2003). Proti úniku obsádky byly náhony opatřeny pletivem, sítěmi či mříží na stavidle (obr. 20). K regulaci počtu různých druhů napomáhá sportovní rybolov, někdy je však nutné přemnožené druhy odchytávat sítěmi nebo použít hlubinný elektrický agregát.

Pro stabilizaci ichtyofauny v rybářsky nevyužívaných přirozených ramenech a tůních jsou však stále největšími překážkami kvalita vody a technické zásahy bránící kontaktu s řekou. V současnosti, když byl význam nivy a aluviálních vod doceněn, ať již z pohledu ekologa či v rámci protipovodňové ochrany, je snahou tyto ekosystémy revitalizovat a v souladu se zlepšením kvality vody toků chránit.



Obr. 20: Napojení rybářsky využívaného ramene v Obříství na Labe (foto D. Chalupová)

5.4 Význam přirozených rozlivů řek

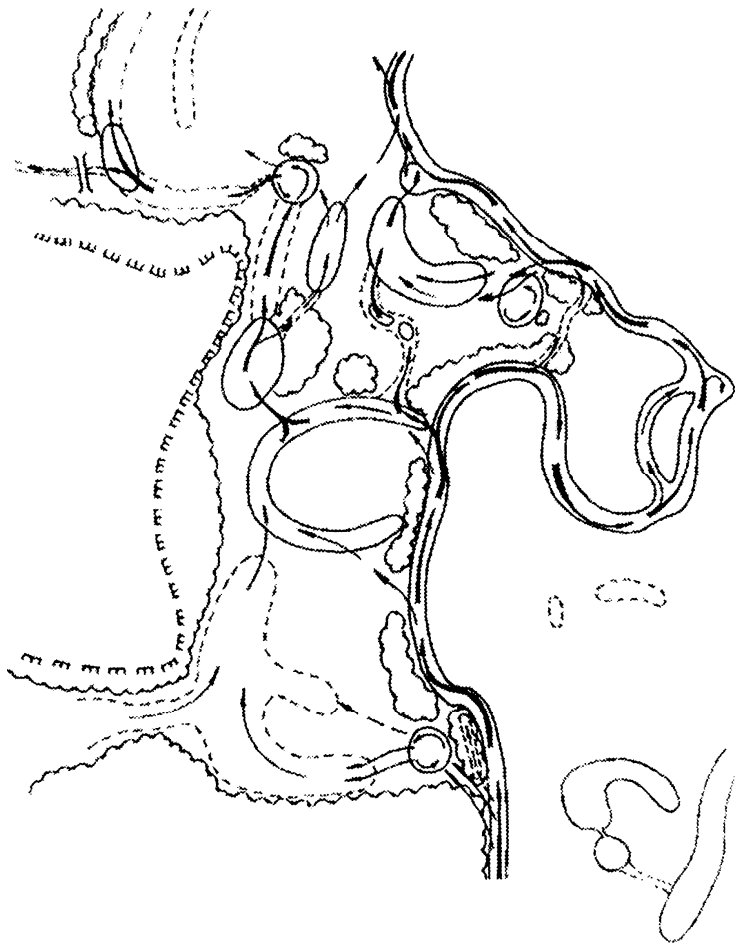
Z poznatků v modelovém povodí Horní Lužnice mezi státní hranicí a Suchdolem nad Lužnicí (550 ha včetně 30 ha vodních ploch) uvádějí D. Pithart a kol. (2003A) následující fakta popisující význam rozlivů do nivy.

1. Z hlediska rychlosti průtoku povodňové vlny rozliv jednoznačně zpomaluje a napomáhá zvýšeným odparem k opadu povodně. Tak např. výpar dosahující přibližně 2 500 m³ z přehrady o 50 ha plochy při horkém letním dnu sníží průtok o 29 l.s⁻¹. Rozlitím vody v nivě horní Lužnice však výpar vzroste na 27 500 m³ a průtok tak klesne o 300 l.s⁻¹. Tyto hodnoty umocňuje ještě transpirace vegetace, což činí asi 4 l.m⁻² za den.
2. Terénní deprese (ramena, tůně) v nivě jsou využity k akumulaci vody za povodně, při opadu naopak zmírňují návrat vody do koryta, která z nich odtéká pomalu a tím se zvyšuje infiltrace vody do půdy. Ve zkoumaném úseku nivy Lužnice lze plochu trvale zaplavených tůní a ramen odhadnout na 30 ha; podobná plocha připadá na tůně periodické. Při vzestupu hladiny o 1m na ploše 60 ha se ještě před vybřežením zachytí 0,6 mil m³ vody, což představuje objem malé přehrady.
3. Nasycení půd zaplavené nivy povodňovou vlnu též zmenšuje. Za předpokladu spotřeby 10 - 20 l.m⁻² (podle výchozího stavu nasycení) to může představovat zachycení objemu vody mezi 52 000 - 104 000 m³. Při infiltraci 10 l.m⁻² tak dojde ke snížení průtoku o 600 l.s⁻¹.

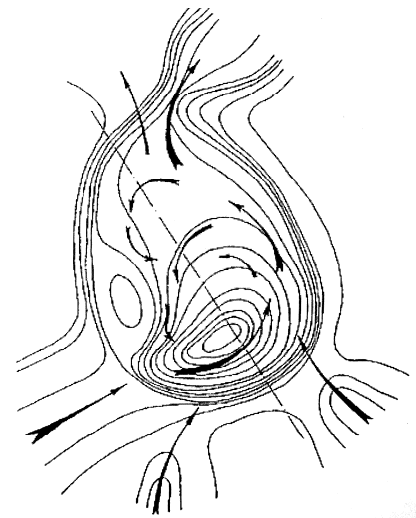
Z hlediska povodňové sedimentace nadměrné množství látek akumulovaných při opadu kulminační vlny je v nivě velmi úspěšně absorbováno ekosystémem. Přísunem živin dochází k rozvoji bylinného patra, lužní les patří k těm nejproduktivnějším typům lesa u nás. Nutričně velmi vhodným krmivem jsou psárkové louky. Zápavy též výrazně přispívají k druhovému obohacení těchto biotopů.

Výzkum v oblasti Lužnice potvrdil, že účinky většího množství menších povodní mají významnější vliv na změny morfologie nivy (Černý, 1994). Povodňové proudy tekoucí nivou (obr. 21) tak stará ramena a tůně buď zanášejí materiálem, nebo je naopak prohlubují. Typické rohlíkovité tvary starých meandrů tak bývají často pozměněny v jezera oválná, mohou ale nabývat i zcela nepravidelných tvarů. Výrazným činitelem ovlivňujícím morfologii terénu v blízkosti řeky je též vegetace. Svými kořeny působí proti odnosu materiálu a svou přítomností ovlivňuje výrazně i směr proudění. Tak např. nárazový břeh zpevněný vegetací vychýlí vodní proud tak, že následně v těchto místech vzniká vířivý protiproud s výraznými bočními a hloubkovými erozními účinky. Dnový materiál je vynášen a vytváří postupně přirozenou hráz oddělující řeku (Černý, 1999). Vznikají tak kruhovitě poměrně hluboké tůně, které jsou za povodní pravidelně vymývány (obr. 22).

Z hlediska ochrany před povodněmi je tedy efektivnější nivu využít než opevňovat koryta a stavět hráze. Technická opatření tohoto druhu jsou žádoucí pouze v zastavěných oblastech nebo místech s využitím, které přirozený rozliv neumožňuje. Nicméně boj s povodní znamená především spolupráci s přírodou (Janský, Kocum, 2008).



Obr. 21: Schéma proudění vody v nivě Lužnice na 141. říčním km (zdroj: Černý, 1994)



Obr. 22: Schéma proudění v kruhové tůni.(zdroj: Černý, 1994)

5.5 Revitalizace nivních ekosystémů

Se změnou politických poměrů v roce 1989 došlo též k zásadním změnám v přístupu ke krajině. Potřeba řešení neuspokojivého stavu vodních ploch a řek, které byly způsobeny necitlivými a ve většině případů v podstatě nefunkčními vodohospodářskými zásahy, byla naplněna v roce 1992, kdy vznikl Program revitalizace říčních systémů spravovaný MŽP a AOPK ČR. Přístup k vodním zdrojům je pak definován v zákoně č. 254/2001 Sb., O vodách s následujícími cíli: zamezení zhoršení stavu, zajištění ochrany, zlepšení stavu, obnovení všech útvarů vod a dosažení dobrého stavu všech útvarů povrchových vod a v případě umělých a silně ovlivněných vodních útvarů pak dosažení jejich dobrého ekologického potenciálu. Prostředkem k dosažení výše jmenovaných cílů jsou právě revitalizace (Just a kol., 2005). Nicméně znovuoživení je v praxi často v rozporu se zachováním účelových funkcí úprav (Matoušková, 2003).

Revitalizace (oživení) je tedy proces, kde v souvislosti s říčními systémy dojde technickou nebo samovolnou cestou k obnovení přirozeného stavu dříve narušeného lidskou činností. Revitalizací vodního toku (nivy, říčního systému) se pak rozumí stavební a koncepční (managementové) opatření, přibližující upravený úsek k přírodnímu stavu. Dosažení čistě přírodního stavu je v dnešní krajině pro většinu vodních ekosystémů zcela nemožné

(Matoušková, 2003). Celkovou revitalizací je pak obnovení koryta, návrat do původní trasy, obnovení kontaktu s nivou, odstranění opevnění, zajištění dřevinného doprovodu s přirozenou skladbou apod. Hlavními úkoly revitalizací jsou:

- *bezpečné zpomalení odtoku vody v krajině vedoucí k vytvoření vyrovnaného odtokového režimu (prevence povodní a sucha, zvýšení hladiny podzemní vody - zlepšení kvality půd, obnova cenných mokřadů apod.)*
- *tvorba přirozených koryt zvyšujících biodiverzitu, stabilitu říčních ekosystémů a samočisticí schopnosti toku (variabilita prostředí meandrujících koryt)*
- *obnovení funkcí nivy umožněné přirozenou komunikací s řekou (obnova nivních ekosystémů, transformace povodňové vlny rozlivem na vhodných místech)*
- *stabilizace koryt výsadbou vhodné doprovodné vegetace*
- *zvýšení estetické hodnoty krajiny (obnova krajinného rázu, možnost rekreace)*

Přírodní stav (přirozený) konkrétního úseku je přijímán referenčním konceptem. Pro konkrétní lokality je definován Rámcovou směrnicí 2000/60/EU pojmem vysoký ekologický stav (Simon, Pithart, 2003). Kroky vedoucí k této nápravě jsou spatřovány i v renaturacích – samovolných a dlouhodobých procesech směřujících k přirozenému stavu vodního útvaru bez výraznějších zásahů člověka. Cílem fungujících revitalizací vodních útvarů je pak komplexní plošný plánovitý přístup před izolovanými místními pozitivními zásahy do vodních útvarů (Just a kol., 2005).

Z hlediska transformace povodňové vlny by podle strategie prosazované EU měl být v rámci revitalizací tokům poskytnut přirozený prostor. Prováděná opatření na tocích by měla být technického (ochrany sídel) i netechnického (místa bezpečných rouzlivů) rázu s cílem zvýšení retenční kapacity krajiny (Janský, Kocum, 2008; Matoušková, 2007). K tomu lze prostor nivy kromě vlastních sníženin tůní, starých říčních ramen nebo písčoven a šterkoven využít např. k budování poldrů – ohrázených prostorů schopných zadržet část povodňového průtoku. Poldry mohou být průtočné (protékaná plocha vybavena větším retenčním prostorem) nebo neprůtočné – postranní (neprotékaný prostor v blízkosti toku, kam se voda za povodňových průtoků přelévá). Jejich konstrukce je však poměrně náročná.

5.5.1 Revitalizace starých ramen a tůní

Stará ramena a tůně hrají v ekosystému nivy nezastupitelnou roli. Z ekologického hlediska představují tyto vodní útvary chráněná místa pro rozmnožování řady vodních živočichů, ale fungují též jako úkryty za povodní. Z vodohospodářského hlediska jsou důležitou zásobárnou vody v krajině, ale představují i využitelnou kapacitu při rozlivu povodňové vlny. Dřívější regulační zásahy do vodotečí však tyto funkce značně omezily. Hluboká koryta kanalizovaných toků také snížila úroveň hladiny podzemní vody v nivě a tím zapříčinila v podstatě vysychání starých meandrů a tůní (Just a kol., 2005).

Cílem komplexní obnovy přirozených funkcí nivy je tedy snaha ochranné hráze oddělující stará říční ramena odstraňovat, nebo je posouvat až na hranici maximálního povodňového

rozlivu či nejmladší údolní terasy (např. Labe je často poměrně těsně lemováno hrázemi) a tím znovuvytvořit intenzivní komunikaci mezi nivou, rameny, tůněmi a řekou (obr. 23).

Stará ramena tak mohou být obnovena přirozeně povodňovými průtoky, nicméně v některých případech může naopak dojít k jejich zanesení. Vhodnou cestou k obnově je např. i odbahnění, které je ovšem vzhledem k nemožnosti rameno před zásahem vysušit značně komplikované. K tomuto účelu se využívají sací bagry, nicméně tato technologie vyžaduje množství ředící vody a vhodné přilehlé pozemky pro rozstřík suspenze. Provedení značně komplikují pohřbené kmeny a jiné pevné překážky. Rameno je též možné oživit zvýšením hladiny úpravou přepadové úrovně na odtoku. V řadě případů je nicméně vhodnější, ale i šetrnější, vyhloubit protáhlou tůň novou, tak aby historické říční rameno napodobovala. Jakýkoliv zásah však musí vycházet z detailního přírodovědného průzkumu, aby nedošlo k poškození cenného prostředí např. s výskytem chráněného druhu apod.

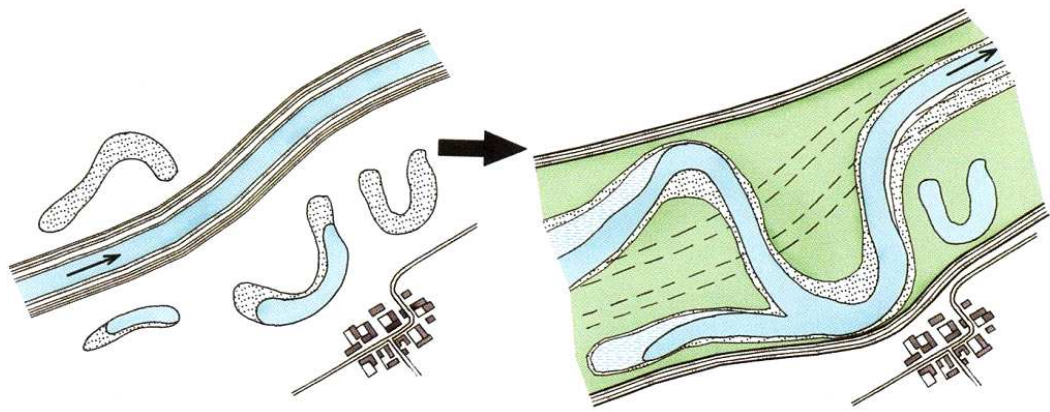
Základními parametry posuzovanými při technické obnově ramene jsou: velikost vodní plochy, velikost mělkovodního pásma (hloubka do 0,5 m), velikost plochy navazujícího příbřežního území s břehovou vegetací, délka a členitost břehové čáry, objem vody a povodňová průtočná kapacita ramene (Just a kol., 2005)

Obnovení aktivního průtoku ramenem (spojení možné jedním nebo oběma konci) lze provést následujícími způsoby (obr. 24):

- *odbočením z hlavního toku nebo zaústěním postranního přítoku* – pokud je již hlavní tok zahlouben níže, je tento způsob zavodnění znemožněn, dotace ramene probíhá pouze podzemní cestou nebo postranními přítoky; při vhodných výškových poměrech postačí průkop hráze; přímé propojení ramene s řekou též zamezuje někdy nevhodnému intenzivnímu rybářskému využití
- *trubní přítoky do ramene* – toto spojení je vhodné v případech specifické hodnoty oživení ramene; neregulovaná komunikace s hlavním tokem by mohla tuto hodnotu ohrozit (vyplavování druhů, nežádoucí vstup predátorů)
- *spojení mělkým přeronom přes záměrně ponechané litorální nebo vytvořené litorální pásmo* – rameno spojenou pouze za vyšších vodních stavů v řece
- *spojení koryta nad a pod vzdouvacím objektem* – spojení umožňující migraci říčních organismů (obr. 25)

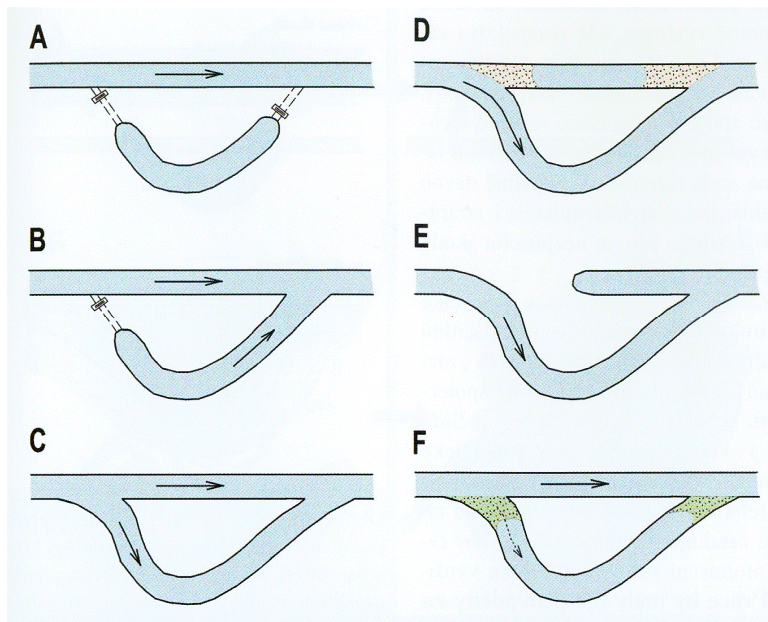
Z hlediska protipovodňové ochrany a eliminace škod je např. vhodná obnova starých říčních ramen, která zvyšují retenční prostor v krajině a odvádějí část povodňové vlny např. mimo intaravilán (obr. 25) (Matoušková, 2007).

Z příkladů revitalizací možno uvést oblast soutoku Moravy a Dyje, kde vzhledem k zahloubení hlavního toku docházelo k vysychání mokřadů a říčních ramen a usychání lužních lesů. Vzhledem k rychlému zanášení ramen při spojení jedním koncem byla ramena napojena celá. V místě byl dále obnoven rozliv řeky za vyšších průtoků do lužních lesů a zanesené tůně a ramena byly vyhrnuty (NPR Soutok).



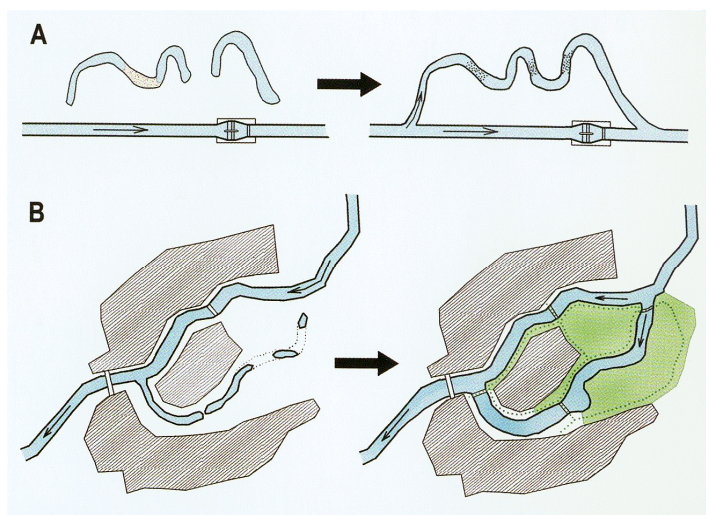
Obr. 23: Revitalizace říčního koryta, nivy a odstavených ramen (zdroj: Just a kol., 2005)

Těsně přisazené hráze degradují vodní tok a nivy se zbytkovými vodními plochami a přitom neposkytují ochranu před povodní. Návrh revitalizace nabízí jak oživení nivy, tak protipovodňovou ochranu sídla.



Obr. 24: Varianty napojení mrtvého ramena na aktivní tok (zdroj: Just a kol., 2005)

A – spojení potrubím, povodňově rameno nekomunikuje, propustnost pro živočichy velmi omezená; B – nahoře spojeno potrubím, dole přímé napojení, zvýšené průtoky do přelítí hráze nevstupují do ramene, přímé spojení poskytuje živočichům útočiště za povodní; C – otevřené spojení, rameno plně vystaveno povodni, možnost využití paralelní průtočné kapacity; D – přímé koryto omezeno náspy - funkce tůň, za povodní k dispozici jeho průtočná kapacita, boční koryto ekologicky rehabilitováno; E – přímé koryto technicky přerušeno, plná ekologická rehabilitace; F – průtočnost bočního koryta záměrně omezena litorálem, ochrana specifického biotopu



Obr. 25: Aktivace mrtvých ramen (zdroj: Just a kol., 2005)

A – oživené rameno tvoří obtok vzdouvacího objektu, čímž umožňuje migraci vodních druhů; výškový rozdíl řešen kamenitými skluzy
B – obnova starého ramene posílí ochranu sídla před povodněmi; poskytuje možnost tvorby příměstské parkové plochy

Další úspěšná revitalizace říční nivy proběhla např. v CHKO Litovelské Pomoraví. Dlouhodobé omezení Moravy zde vedlo k zazemnění tůní. Proto byly v nivě vytvořeny tůně nové a sledován proces jejich ožívování. Po dvou letech trvání bylo zjištěno v nových tůních druhů více než v původních (Just a kol. 2005).

5.6 Ochrana nivy a říčních ramen

Z hlediska legislativy přináší zásadní změnu zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/92 Sb., kde se zavádí obecná ochrana přírody a krajiny, která je založena na ochraně významných krajinných prvků (dále VKP - ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utvářející její typický vzhled nebo přispívající k udržení její stability), ochraně dřevin rostoucích mimo les, estetické ochraně krajiny a obecné ochraně rostlin a živočichů. Podle výše uvedeného zákona je každá niva významným krajinným prvkem a je chráněna ex lege (přísný režim ochrany). Kromě niv VKP zahrnují rašeliniště, lesy, vodní toky, rybníky a jezera.

Ze zákona je niva vymezena jako „biotop, jehož utváření, složení a vzájemné vztahy jednotlivých složek jsou ovlivňovány hydrogeologickými poměry vodního toku (vyšší hladina podzemní vody, občasné záplavy)“. Nivu lze využívat tak, aby nebyla ničena a poškozována, aby nebyla narušena její obnova a nedošlo k oslabení a ohrožení její stabilizační funkce. Podle nového vodního zákona č. 254/2001 Sb. jsou dále správci toku povinni vysazovat břehové porosty odpovídajícího složení, což musí strpět na svých pozemcích i jejich vlastníci. Právně zakotvena je též povinnost obnovy přirozených koryt vodních toků, zejména ve zvláště chráněných územích a územním systému ekologické stability. Estetickou funkci upravuje opět zákon č. 114/92 Sb. v souvislosti s ochranou krajinného rázu. Konečnou ochranu údolní nivy a starých meandrů, fungujících často jako útočiště vzácných a chráněných druhů, ale též pro jejich geologickou, geomorfologickou a krajinnou hodnotu, lze zajistit i pomocí zvláštní ochrany přírody, a to formou vyhlášení chráněné krajinné oblasti (dále CHKO - rozsáhlé území s harmonicky utvářenou krajinou, charakteristicky vyvinutým reliéfem, významným podílem přirozených ekosystémů lesních a trvalých travních porostů s hojným zastoupením dřevin, popřípadě s dochovanými památkami historického osídlení), národní přírodní rezervace (dále NPR - menší území mimořádných přírodních hodnot, kde jsou na přirozený reliéf s typickou geologickou stavbou vázány ekosystémy významné a jedinečné v národním či mezinárodním měřítku), národní přírodní památky (dále NPP - přírodní útvar menší rozlohy, zejména geologický či geomorfologický, naleziště nerostů nebo vzácných či ohrožených druhů ve fragmentech systému s národním či mezinárodním ekologickým, vědeckým či estetickým významem a to i takovým, který vedle přírody formoval svou činností i člověk), přírodní rezervace (dále PR - menší území, kde jsou soustředěny přírodní hodnoty se zastoupením ekosystémů typických a významných pro příslušnou geografickou oblast) a přírodní památky (dále PP - přírodní útvar menší rozlohy, zejména geologický či geomorfologický, naleziště nerostů nebo vzácných či ohrožených druhů ve fragmentech systému, s regionálním ekologickým, vědeckým či estetickým

významem a to i takovým, který vedle přírody formoval svou činností i člověk (Braniš a kol., 1999)). Aktivity prováděné v těchto chráněných územích omezují plány péče.

Moderní ochrana přírody vychází ze dvou zásadních principů:

- *Konzervace s cílem zachovat poslední zbytky přirozených ekosystémů tak, že je ekosystém ponechán vlastnímu vývoji s minimalizací zásahů do něj, nebo je zajišťováno dosavadní, místu odpovídající obhospodařování.*
- *Provedení restauračních změn se snahou zlepšit stav cenných ekosystémů řízenými zásahy včetně obnovy takového způsobu obhospodařování, na který jsou ekosystémy dlouhodobě adaptovány.*

Zvláštní ochrana přírody zajišťuje většinou bohužel pouze úseky lužního lesa, jednotlivá ramena a tůň bez širšího okolí a v některých případech menší meandrující toky. Jistou komplexnější ochranu nivním objektům zaručuje ovšem to, že se nacházejí na území velkoplošných chráněných krajinných území - Dolní Poodří, Litovelské Pomoraví a Třeboňsko. Rozsáhlejší celky chráněných niv na větších řekách se nacházejí v oblasti Lužnice, Ploučnice, Vltavy, Stropnice, Moravy a Odry (Prach, Pithart, 2003A, 2003B).

Nejvíce zvláště chráněných nivních ploch je na Jižní Moravě – např. PP Jezírko Kutnar s vzácnou makrovegetací, sinicemi, zelenými řasami a rozsivkami, PP Květné jezero – vysychající staré rameno s vzácnou faunou a flórou v nivě Dyje, dále např. NPR Křivé jezero v CHKO Pálava sloužící jako nový domov vzácných druhů přesídlených z oblasti přehrady Nové Mlýny, nebo NPP Pastvisko se vzácnými mokřadními rostlinami poskytující útočiště hnízdícím druhům bahňáků, kachen a hus. Z Pooderské nivy možno jmenovat např. NPR Polanská niva nebo PR Polanský les, kde se nachází řada stálých a periodických ramen s vzácnou flórou i faunou. V CHKO Litovelské Pomoraví se nachází významný nejrozsáhlejší komplex lesních periodických tůní s výskytem žábronožky sněžní a listonoha jarního - NPR Vrapač a PR Hejtmanka. Stálé tůně, jejichž počet je výrazně nižší, jsou zastoupeny např. v PR Plané loučky (Just a kol., 2005).

V rámci I. zóny NP Šumava lze např. jmenovat PP Vltavský luh. Na Třeboňsku patří mezi nejhodnotnější NPR Stará řeka, PR Horní Lužnice, PR Na Ivance, PR Meandry Lužnice nebo PR Krabonošská niva. V nivě Stropnice je cenná např. NPR Brouskův mlýn se zbytky rašeliniště navazujícího na bohaté louky.

V 90. letech se pozornost zaměřila též na nivy menších potoků se zachovalým ekosystémem s výskytem vzácných druhů - např. PP Štěpánovský potok s výskytem mihule potoční, PR Niva Doubravy, PR Mokřady horní Liběchovky, nebo PP Bystřina pro výskyt perlorody. Zajímavá je též PP Profil Morávky se štěrkonosným korytem s řadou prahů a peřejí a PP Koryto řeky Ostravice se skalnatým korytem obnažujícím tektoniku vnějších Karpat (Just a kol., 2005).

V Polabí patří k nejcennějším komplexům lužních lesů s tůněmi a starými rameny např. PR Úpor, PR Černínovsko a PR Hrbáčkovy tůně - soustava již poměrně dávno oddělených meandrů v různém stupni zazemnění skládající se z několika zbytkových vodních ploch (Václavka, Kozí chlup, Byšická tůň, Labičko). V této lokalitě byl prováděn v 60. letech

rozsáhlý hydrobiologický výzkum (Hrbáček, Novotná, 1965; Hrbáček, 1966), tůň Václavka je předmětem zájmu předkládané disertace. Dále v oblasti povodí Labe za zmínku stojí např. PP Nebočadský luh, PP Stará Jizera, PR Zbytka, PR Trotina, nebo PP Orlice s podobným přírodním charakterem.

Mezi další polabská maloplošná chráněná území starých ramen a říčních niv patří např. NPR Libický luh, NPR V Jezírkách, PR Týnecké mokřiny, PR Na Hornické, PR Veltrubský luh, PR Mydlovarský luh, PR Vrt' (Havlíková, 2007), PR Lipovka – Grado (Kryžová, 2007) nebo PR Kelské louky. Z přírodních památek je možné jmenovat např. Labiště pod Opočínkem (obr. 26, Klouček, 2002), PP Mělické Labiště, PP Votoka (Havlíková, 2007), PP Kolínské tůň, PP Tonice – Bezedná, PP Hluchov a PP Jiřina (Němec, 1996).



Obr. 26: Labiště pod Opočínkem (foto O. Klouček; zdroj: Klouček, 2002)

6 Řeka Labe

Řeka Labe pramení na Labské louce v Krkonoších v nadmořské výšce 1384 m n. m. Jeho povodí se největší částí rozkládá na území Německa - 65, 38%, České republiky - 33, 84 %, malým dílem zasahuje i do Rakouska – 0,62 % a Polska – 0, 16 % (obr. 27). Svou délkou a průtokem tvoří Labe po Dunaji, Visle a Rýnu čtvrtou největší řeku Evropy nepočítaje řeky ruské. Mezi nejvýznamnější přítoky patří Vltava, Sála a Havola, které zaujímají přes 51% plochy celého povodí. Srovnání Labe s dalšími řekami pramenícími v České republice uvádí tabulka 2.

Celý tok řeky lze rozčlenit na úsek horní sahající k Míšni, střední část končící v Geesthachtu a dolní úsek ovlivňovaný slapovými jevy. Specifický odtok se v rámci celého povodí pohybuje mezi 30 – 40 l.s⁻¹.km² v horských oblastech až po 2 l.s⁻¹.km² v nejsušších místech, jako je např. Žatecko. Na našem území reprezentuje dešťovo - sněhový odtokový režim. Mezi nejvodnější přítoky u nás patří Orlice, Chrudimka, Jizera a Úpa, naopak málo vodné toky reprezentují Loučná, Cidlina, Klejnárka a Doubrava. K nejméně vyrovnaným přítokům patří Úpa, Metuje, Orlice, Loučná a Jizera. Nejrozkolísanější režim mají Doubrava, Mrlina a Cidlina (Němec, Hladný, 2006).

Vodní tok	Labe	Morava	Odra
Plocha povodí (km²)			
- po státní hranici	51394	24109	5842*
- z toho v ČR	48487	20690	5209
- celkem	144055	26843	118600
Délka toku (km)			
- po státní hranici	357	258	126
- celkem	1122	352	861
Průměrný průtok (m³.s⁻¹)			
- na státní hranici	308	109	62*
- celkem	716	120	610

Tab. 2: Hlavní vodní toky ČR (zdroj: Němec, Hladný, 2006) *Odra včetně hraničního přítoku Olše

První zmínky o Labi uvádí Strabón (64 př. n. l. – 19 n. l.), kde řeku ve svých zeměpisných spisech nazývá Albis. Následně se jméno vyskytuje v díle Tacita (přibližně 55 – 115 n. l.). Další zmínky jsou uvedeny v Ptolemaiově Zeměpisném návodu z 2. stol. n. l. V 8. a 9. století řeka mění název na Alba nebo Albia. Tato označení mají původ v indoevropském základu znamenajícím bílý, světlý, čistý, v němž došlo postupem času k posunu významu k vodní, tekoucí. Česká podoba jména je poprvé doložena v Kosmově kronice psané pravděpodobně mezi léty 1119 - 1125. S názvem Laba (ženského rodu) přichází až staročestina, kdy do konečného tvaru Labe (Lapie, Labě rodu středního) se jméno zformovalo až v 17. století (Trejtnar a kol., 1978).

6.1 Geomorfologický vývoj toku Labe

Polabská nížina bývala v historických dobách zatopena vodou, o čemž svědčí opuky a křídly s aluviálními náplavy. Před saxonskou tektonikou v prostoru Čech a Moravy existovalo

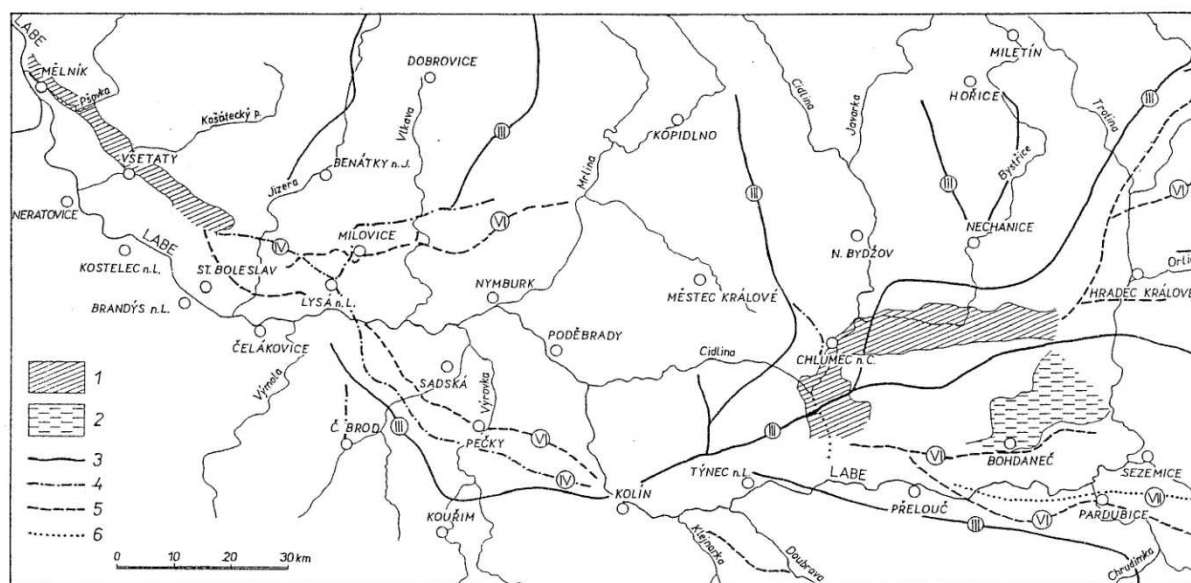


Obr. 27: Povodí Labe (zdroj: Simon a kol., 2005)

několik jezerních pánví odvodňovaných různými směry. Oblast dnešní dolní Berounky, dolní Vltavy a středního Labe odtékaly přes východní Čechy do lanškrounského zálivu podkarpatského moře, sem také odtékal i horní tok Labe (Kettner, 1954). Koncem miocénu a v pliocénu došlo k výzdvihu severních výběžků Českomoravské vrchoviny a též ke vzniku Doupovských hor a Českého Středohoří. Poklesy Pardubické pánve a výzdvihy okrajových pohoří byl následně odtok do Hornomoravského úvalu přerušen a horní tok Labe se tak přesunul k jihozápadu. Následně pak Labe vytvořilo charakteristický ohyb u Pardubic.

V období pleistocénu ovšem docházelo v oblasti středních Čech k četným změnám toků, které jsou v terénu dokladovány dochovanými terasovými stupni (obr. 28) (Balatka, Sládek, 1958). V pozdější době pak řeka prořízla severozápadní okraj Železných hor a pokračovala mělnickým úvalem, kde obtékala západně spolu s Vltavou Říp. Postupně došlo i k překonání Českého středohoří a Děčínské vrchoviny a Labe tak získalo současnou trasu toku (Kettner, 1954).

Od konce neogénu po současnost zahloubily toky svá údolí až o 100 m. Tento proces ovšem nenastával kontinuálně, ale probíhal v souvislosti s výkyvy podnebí. Řeky střídaly období výrazného zahlubování s obdobím akumulace unášeného materiálu, což dalo vznik nápadným stupňům – terasám podél toků. V pleistocénu docházelo v oblasti středního Labe k četným změnám toků. Terasové akumulace zde proto pokrývaly rozsáhlá území. Řada jich však vzhledem k jejich málo odolnému složení byla v pozdějších obdobích denudována. V údolí Labe bylo vytvořeno 7 akumulčních stupňů, kde u některých je možné rozlišit kromě nejvyšší úrovně povrchu i nižší stupně odpovídající boční erozi řeky (erozní povrchy, vložené terasy) (Balatka a kol., 1966). Výšky úrovní jednotlivých teras v oblasti středního Labe přináší tabulka 3.



Obr. 28: Vývoj říční sítě ve středním Polabí (zdroj: Balatka a kol., 1966)

1 – opuštěný úsek Labe z doby VI. terasy; 2 – opuštěný úsek z doby VII. terasy; 3 – směry vodních toků v době III. terasy; 4 – směry vodních toků v době IV. terasy; 5 – směry vodních toků v době VI. terasy; 6 – směry vodních toků v době VII. terasy

Nejstarší pleistocénní terasa se zachovala velmi vzácně a je patrná pouze z fragmentů v oblasti Velkého Vřešťova a Klíčana, kde se 10 – 15 m mocné vrstvy nacházejí až 120 m nad současnou hladinou řeky. Výskyt II. terasy lemují Labe celkem rovnoměrně v celém profilu. Její úroveň leží 80 – 85 m nad dnešní hladinou řeky a nepřesahuje mocnost 10 m. III. terasa se zachovala na dvou delších úsecích mezi ústím Úpy a Chlumcem nad Cidlinou a mezi Kolínem a Starým Vestcem. V rámci této akumulční terasy, která dosahuje maximálních mocností 20 – 25 m, je možné rozlišit i erozní terasu (IIIb), jejíž povrch leží o 5 – 8 m níže.

III. terasa je tvořena především středně hrubými štěrky a štěrkopísky, kdy od Urbanické brány odpovídající opuštěnému korytu Labe z období Rissu a rozkládající se v prostoru mezi Praskačkou u Hradce Králové a Chlumcem nad Cidlinou, materiál zjemňuje a vzrůstá v něm podíl křídových hornin. V úseku mezi Lysou nad Labem a Mělníkem však tato terasa zcela chybí. IV. terasa se zachovala mezi počátkem Urbanické brány a ústím Jizery a podobně jako v případě III. terasy obsahuje i nižší erozní plochy (IVb, IVc). Její mocnost dosahuje maximálně 20 m a v jejím petrografickém složení se často projevuje i materiál pocházející z přítoků Labe. V. terasa patří k těm nejhůře zachovalým. Nejlépe znatelná je v oblasti opuštěných údolí a meandrech západní části Urbanické brány a při jižním okraji Nymburské kotliny. Opět je zde rozlišitelná nižší erozní plocha přibližně 5 m pod povrchem akumuláční plochy. V současnosti leží terasa 32 – 38 m nad hladinou Labe a dosahuje maximální mocnosti mezi 15 – 20 m. Velmi dobře se v úsecích mezi ústím Úpy a Železnými horami a mezi Cerhenicemi a ústím Vltavy dochovala VI. terasa. Místy je opět vyvinut nižší erozní povrch. V současnosti je relativní výška terasy přibližně 22 – 26 m nad hladinou Labe, svou mocností představuje jednu z největších akumulací ve středním Polabí.

Severo-evropský systém	Alpský systém	Záruba (1942) Vltava	Žebera (1956, 1958)	Sokol (1912) Labe	Terasa	Mělnicko		okolí Poříčan, ústí Jizery		Hradec Králové, Přelouč	
						povrch	báze	povrch	báze	povrch	báze
(Balatka a kol., 1966)											
	Donau	La			I						
		Lb				115	106			106	100
	Günz	Ia	XI		II	91	75	80	73	80	71
Elster	Mindel 1	Ib	X	hořanská	IIIa	76	55	74	53	69	45
		IIa	IX		IIIb	71		70		62	
	Mindel 2	IIb	VIII		IVa	60	43	58	40	56	40
					IVb	54		53		51	
	IVc	47		47		45					
Saale	Riss 1	IIIa	VII	třebestovická	Va	40	16	38	18	32	22
		IIIb	VI		Vb	33		32		27	
Warthe	Riss 2	IIIc	V		VIIa	26	0	26	-2	22	-1
					VIIb	21		21		17	
				VIIc	18		21				
Weichsel	Würm	IVa	IV	zvěřínská	VIIa	12	-10	13	-11	10	-10
			III		VIIb	9		9		6	
			II		VIIc	5-6		7			
							5				
		IVb	I	VIIId	3-4		3		3		

Tab. 3: Zařazení labských teras do vybraných systémů pleistocenních teras v Evropě a u nás a relativní výšky labských teras (zdroj: Balatka a kol., 1966)

Nejmladší pleistocenní terasa vyplňuje dnešní údolní dno a je patrná v celém prostoru středního Labe. Ačkoliv se její nejvyšší povrch zachoval pouze mezi ústím Trotiny a Železnými horami a mezi Sadskou a ústím Vltavy, dobře rozeznatelné jsou nižší erozní stupně, kdy na Kolínsku se zachoval jeden, dále po toku Labe jsou až 3. Skalní podloží této

terasy sahá výjimečně až 18 m pod hladinu Labe, což odpovídá tektonickým poklesům území zejména v oblasti Nymburské kotliny, které způsobily i ke směrové změny toku Labe. Výskyt váťých písků a přesypů na povrchu terasy odkazuje na uplatnění eolické sedimentace při formování této nejmladší terasy. Eolické sedimenty v podobě spraší však byly zaznamenány na površích všech teras v oblasti západně a severozápadně od Hradce Králové a na levém břehu Labe mezi Kolínem a Poříčany. Váté písky reprezentují materiál vyvátý z terasových náplavů, který byl akumulován především v nejmladším pleistocénu a holocénu (Balatka a kol., 1966).

6.2 Správa povodí Labe

Jak vyplývá za základních norem v oblasti vodního hospodářství (vodní zákon č. 254/2001 Sb. a zákon č. 274/2001 Sb. o vodovodech a kanalizacích), státní správa je organizovaná třístupňově – obecní správa, krajská správa a ústřední správa prováděná 5 ministerstvy (zemědělství, životního prostředí, zdravotnictví, dopravy a obrany). Správa významných vodních toků včetně zjišťování a hodnocení jakosti povrchové a podzemní vody je zajišťována státními podniky Povodí (Povodí Vltavy, Labe, Ohře, Moravy a Odry). O drobné vodní toky potom pečuje Zemědělská vodohospodářská správa (ZVHS), Lesy ČR, s. p., obce, újezdni úřady vojenských újezdů a správy národních parků (Němec, Hladný, 2006).

Působnost Povodí Labe, s. p., je zobrazena na obrázku 29. Po soutok s Vltavou zaujímá celou plochu povodí včetně dílčích povodí Lužické a Kladské Nisy, které odvádějí vodu do Baltského moře. Od Mělníka je pak ve správě Povodí Labe, s. p., pouze vlastní tok řeky.

Pro správní účely byl tok Labe rozčleněn na horní úsek končící Opatovickým jezem pod Hradcem Králové, střední část sahající k ústí Vltavy a dolní tok vedoucí ke státní hranici. Správa území je rozdělena mezi jednotlivé závody – ústředí má sídlo v Hradci Králové, dále byly zřízeny závody Pardubice, Jablonec nad Nisou, závod Střední Labe v Pardubicích a závod Dolní Labe v Roudnici nad Labem. Mimo to funguje v povodí řada provozních středisek.

Oblast spravovaná Povodím Labe, s. p., zaujímá plochu 14 976, 1 km², tj. 19 % rozlohy ČR. 94 % vody z této oblasti odvádí Labe do Severního moře, 6 % pak odtéká Lužickou a Kladskou Nisou do moře Baltského. V oblasti se nachází 21 nádrží, 226 jezů, 6 rybníků, 30 plavebních komor, 126 km ochranných hrází a 88 km umělých kanálů a 17 malých vodních elektráren.

6.3 Sledování vodních stavů

Vodní stavy na Labi byly zaznamenávány od pradávna. Jejich sledování ovšem nebylo příliš systematické. Značky na budovách odpovídaly pouze jednotlivým povodňovým událostem nebo suchu. Významné hydrologické události byly později zapisovány do obecních kronik, nebo byly uváděny ve spisech lidí přímo profesí závislých na řece (voraři apod.).

Z hlediska pravidelných odečtů vodních stavů byla nejdelší řada pozorování na Labi, resp. druhá nejdelší řada v České republice, založena před více jak 150 lety v Děčíně. Ke konci 19. století se na popud obchodníků a průmyslníků závislých na plavbě rozšířilo pravidelné



Obr. 29: Územní působnost Povodí Labe, s. p. (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2008)

sledování na více profilů. Roku 1873 tak byla např. založena první vodoměrná stanice na středním Labi v Pardubicích. Roku 1875 byla zřízena Hydrografická komise Království Českého, která přešla roku 1895 na c. a. k. Hydrografické oddělení zemské. Koncem 80. let 19. století již zahrnovaly obě existující sítě 47 vodočetných a 446 stanic srážkoměrných. Sledování vodních stavů se postupně rozšířilo i na přítoky Labe výrazně ovlivňující jeho průtok (Úpa, Metuje, Orlice, Loučná, Chrudimka, Doubrava a Jizera) a na profily umístěné pod těmito přítoky. Počátkem 20. století byly vodočty nahrazeny limnigrafy a průtoky byly vyčíslovány podle metodiky profesora A. R. Harlachera, vedoucího hydrometrické sekce Hydrografické komise Království českého. Po druhé světové válce byla r. 1954 hydrologická služba spojena se službou meteorologickou a vznikl tak Hydrometeorologický ústav, který byl ovšem se vznikem federace r. 1969 rozdělen na dva nezávislé subjekty – Český

hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) se sídlem v Praze a Slovenský hydrometeorologický ústav v Bratislavě. V současnosti ČHMÚ provozuje na 500 vodoměrných stanic (Hladný, 2009).

Na území spravovaném Povodím Labe, s. p., je nyní na tocích v provozu téměř 120 profilů, kde jsou pravidelně odečítány vodní stavy. Pro účely vodohospodářské bilance je využíváno 9 profilů na Labi, 2 na Úpě, Chrudimce a Cidlině a po jednom profilu na Metuji, Divoké a Tiché Orlici, Orlici po soutoku, Bělé, Dědině, Loučné, Novohradce, Doubravě, Vrchlici, Mrlině, Výrovce, Jizeře, Kamenici, Lužiské Nise a Smědé (Černá a kol., 2006).

Základní hydrologické charakteristiky vybraných profilů v českém úseku Labe jsou uvedeny v tabulce 4.

6.3.1 Nejvýznamnější povodňové události na Labi

Historických údajů o povodních na Labi není mnoho a záznamy nejsou často příliš přesné, nicméně z těch nejvýznamnějších lze uvést následující (Trejtnar a kol., 1978):

- 841 – podzimní rozvodnění po silných deštích; oblast není konkrétně vymezena*
- 962 – listopadová povodeň po oteplení po sněhové kalamitě počátkem měsíce; rozsáhlé rozvodnění především v povodí Labe*
- 1092 – jarní povodeň „po veškeré zemi České“ způsobena náhlou oblevou*
- 1118 – srpnová povodeň; největší dosud známá povodeň v Děčíně*
- 1315 – povodeň po přivalových srážkách; rozvodněné Labe pobořilo obydlí, dvory a mlýny*
- 1445 – letní povodeň rozsáhlých škod; zasažen Hradec Králové a další města*
- 1515 – srpnová povodeň po přivalových deštích; na Kolínsku popisovány rozsáhlé škody*
- 1595 – povodeň strhla most v Brandýse nad Labem a v Kolíně, kde byl poškozen i mlýn*
- 1770 – povodeň zničila obec Semilkovice (nedaleko Obrázkovic)*
- 1781 – únorová povodeň pobořila domy v Hradci Králové, v Pardubicích stržen most*
- 1834 – povodeň strhla břehový pilíř mostu v Kolíně*
- 1845 – březnová povodeň způsobena náhlým oteplením; jedna z nejničivějších povodní v Čechách; obrovské škody popisovány v prostoru mezi Kolínem a Mělníkem; zpětné vypočtení průtoku v Brandýse nad Labem odhadováno na $1560 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$*
- 1890 – katastrofická povodeň na Vltavě zasáhla celý dolní tok Labe*
- 1897 – jedna z nejničivějších povodní následkem přivalových srážek na horních tocích řek (Labe, Úpa, Jizera); zaznamenán dosud největší denní úhrn srážek – na Nové Louce v Jizerských horách spadlo 29. 7. 345 mm srážek, průtok v Jaroměři činil $423 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; tato povodeň dala impuls ke stavbě přehrad Labská a Les Království*
- 1902 - 1903 – zimní povodeň doprovázená ničivým účinkem ledů po prosincové oblevě; ledové zácpy od Dvora Králové po Mělník s ničivými účinky*
- 1907 – březnová povodeň trvajících 25 dní;*
- 1907 – červencová povodeň po přivalovém dešti 14. 7.; kulminační vlna s ničivými účinky dostoupila do středního Polabí 16. 7.; průtok v Jaroměři činil $330 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$*
- 1926 – červnová povodeň; jedna z nejničivějších na středním Labi; průtok v Brandýse nad Labem činil $1170 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; podle této hydrologické události přepracována regulace toku středního Labe*
- 1946 – zimní povodeň po náhlém oteplení; svými účinky srovnatelná s povodní z roku 1926, ačkoliv byly extrémní průtoky zaznamenány zejména v horní části toku Labe*

Z poslední doby lze jmenovat následující tři povodně, kterým se hojně věnuje odborná literatura, proto zde detaily nebudou více uváděny.

1997 – červencová povodeň na Labi v úseku Labská – Debrné; největší škody

2000 – březnová povodeň na Labi v úseku Hostinné – Jaroměř

2002 – srpnová povodeň na Labi v úseku Kostelec nad Labem – Hřensko

2006 – březnová povodeň – celá ČR, srpnová povodeň na Labi

2010 – srpnové přívalové deště – zasaženy především severní Čechy

Číslo	Vodní tok	Vodoměrná stanice	Plocha povodí (km ²)	Období pozorování *	Dlouhodobý prům. průtok Q_a (m ³ .s ⁻¹)	Dlouhodobý prům. min. průtok Q_{min} (m ³ .s ⁻¹)	Dlouhodobý prům. max. průtok Q_{max} (m ³ .s ⁻¹)
1	Labe	Jaroměř	1226	1931 - 2000	17,0	4,80	138
2	Orlice	Týniště n. Orlicí	1591	1931 - 2000	19,1	4,90	175
3	Labe	Němčice	4301	1931 - 2000	45,5	11,8	308
4	Labe	Přelouč	6432	1931 - 2000	57,3	15,8	349
5	Labe	Nymburk	9724	1931 - 2000	72,7	19,5	419
6	Jizera	Předměřice n. J.	2158	1931 - 2000	25,7	7,18	229
7	Labe	Brandýs n. L.	13111	1931 - 2000	101	27,5	557
8	Vltava	Praha - Chuchle	26720	1931 - 2000	143	44,8	841
9	Vltava	Vraňany	28048	1931 - 2000	154	48,6	866
10	Ohře	Louny	4983	1931 - 2000	36,7	9,24	226
11	Labe	Ústí n. L.	48557	1931 - 2000	292	91,6	1390
12	Ploučnice	Benešov n. P.	1156	1931 - 2000	8,89	4,18	57,8
13	Labe	Děčín	51104	1931 - 2000	309	102	1440
14	Labe	státní hranice	51394	1931 - 2000	311	102	1440

Tab. 4: Průtoky na vybraných vodoměrných stanicích v povodí českého Labe (zdroj: Simon a kol., 2005)

* všechny uvedené stanice jsou činné i v současnosti

Povodí Labe, s. p., je zapojeno do Mezinárodního varovného a poplachového plánu Labe, kde je kromě vodních stavů sledováno např. havarijní znečištění, které průměrně obnáší cca 20 událostí za rok. Vytipovány jsou zdroje havarijního znečištění a vstupní údaje je možno zpracovat matematickým modelem, který popisuje změny v koncentraci znečištění při jeho postupu řekou na území Čech i v Německu (Hladný, 2009).

6.4 Monitoring kvality povrchových vod

Sledování kvality vody, plavenin a sedimentů včetně vzorků bioty (plankton, bentos apod.) je prováděno řadou institucí podle jejich působnosti. Systematický provoz celostátní sítě sledování kvality vody byl zahájen v roce 1963 Českým hydrometeorologickým ústavem, který podle své zakládací listiny dále zajišťuje příslušné rozborů v externích akreditovaných laboratořích, provádí sběr dat, jejich kontrolu a uložení v národní databázi (od roku 2003 online). Dále je pověřen jejich základním rutinním vyhodnocením a prezentací.

V 90. letech došlo k významným revizím pozorovací sítě s cílem optimalizovat monitoring. Bylo navrženo rozšířené sledování chemismu vod, plavenin, sedimentů a biologických ukazatelů ve 20-ti tzv. pilotních profilech. Dále bylo zavedeno sledování těžkých kovů a specifických organických látek v sedimentech a plaveninách, podrobnější sledování

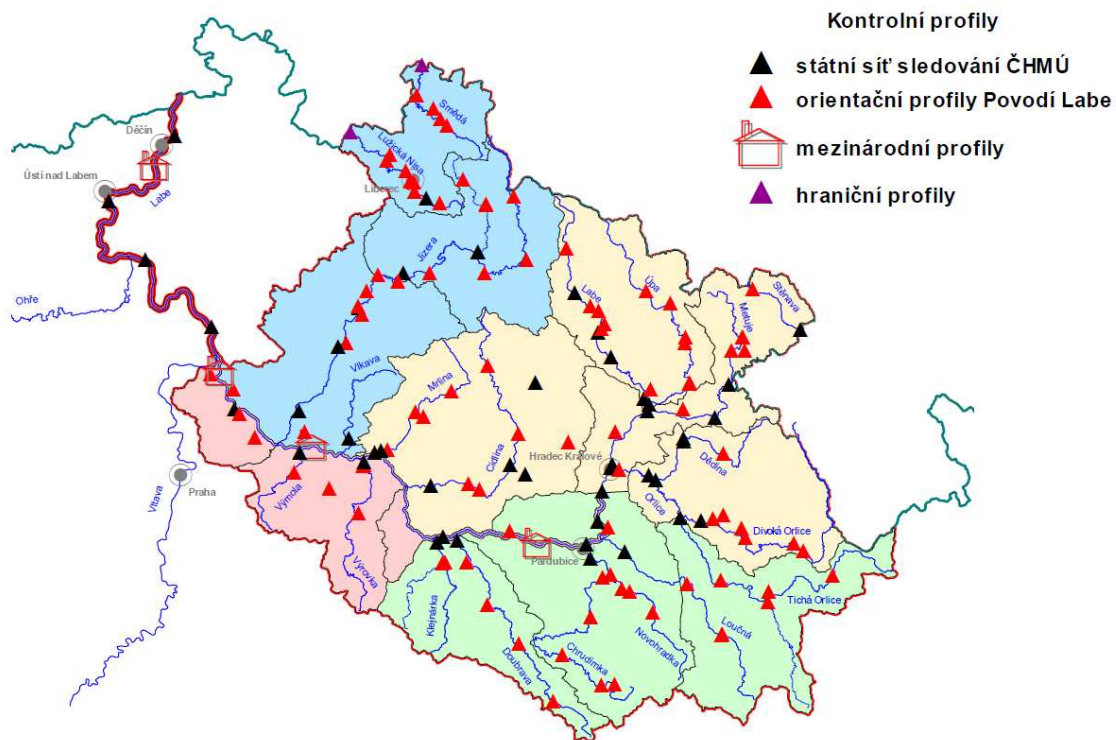
biologických indikátorů a sledování prioritních polutantů podle směrnice Rady 76/464/EHS o znečištění způsobeném nebezpečnými látkami vypouštěnými do vodního prostředí. S určitými výjimkami (např. saprobity) byla zavedena minimální četnost u všech ukazatelů 12 x ročně.

V současné době je na území České republiky v rámci státní sítě sledováno ve významných tocích 257 profilů jakosti vody (ukazatele kyslíkového režimu, základní a doplňující chemické ukazatele, biologické a mikrobiologické ukazatele, specifické organické látky a kovy), na 44 profilech je prováděn také odběr [sedimentů](#), [plavenin](#) a biomasy za účelem sledování kontaminace prioritními polutanty a na 85 profilech radiochemických rozborů (ČHMÚ, 2010). Na několika lokalitách jsou umístěny automatické analyzátorové stanice pro kontinuální sledování jakosti vody, které jsou ve správě státních podniků [Povodí](#). Údaje z nich jsou využívány v rámci mezinárodních měřicích programů.

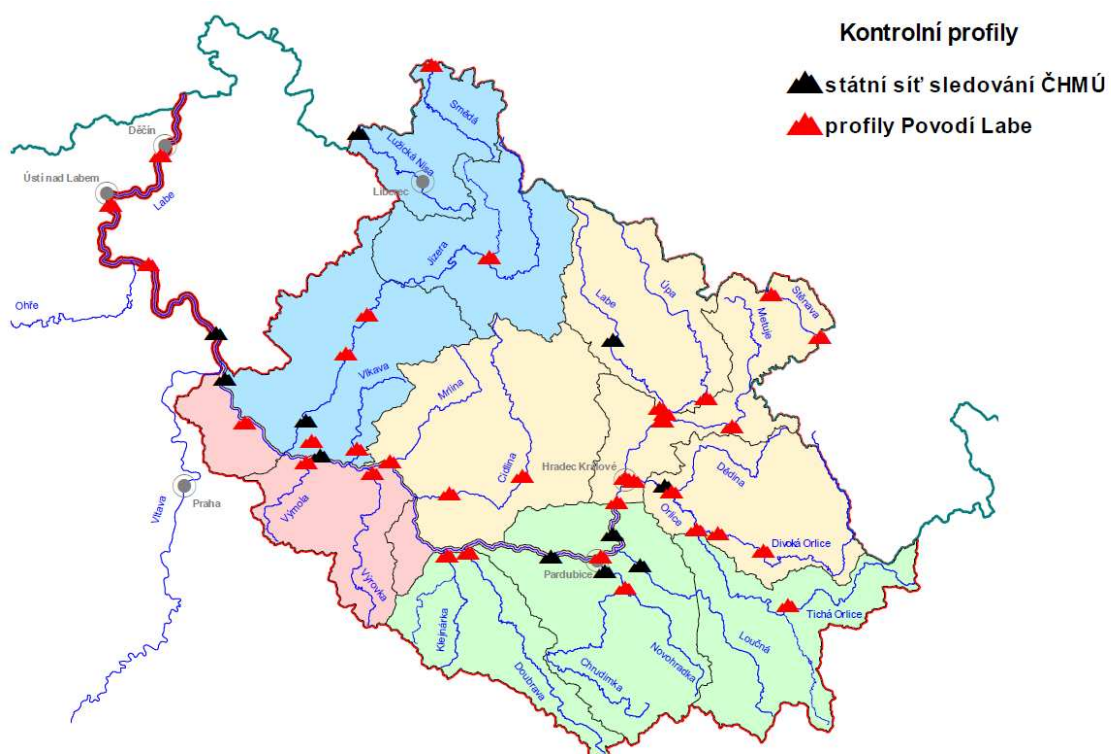
Podle zákona č. 254/2001 Sb. o vodách, vyhlášky Ministerstva zemědělství č.431/2001 Sb. a na základě pověření Ministerstva životního prostředí sestavuje Český hydrometeorologický ústav Hydrologickou bilanci množství a jakosti vody České republiky, pro jejíž účely je v současnosti využíváno více než 400 profilů (Vlnas a kol., 2005). Hodnocení jakosti povrchových vod je v jednotlivých povodích zpracováváno podle Metodického pokynu Ministerstva zemědělství pro sestavení vodohospodářské bilance ze dne 28. 8. 2002.

6.4.1 Systematický monitoring v povodí Labe

Na území spravovaném Povodím Labe, s. p., je pro účely vodohospodářské bilance povrchových vod využíváno v posledních letech dat až ze 150 profilů, z nichž na 20 jich je umístěno přímo na řece Labi. K celkovému hodnocení jsou použita jak data ze státní sítě zabezpečované ČHMÚ, tak i údaje z profilů provozovaných Povodím Labe, s. p., jak je uvedeno na obrázku 30. Vzorky vody na profilech ČHMÚ jsou odebírány s četností 1 x měsíčně, na doplňujících orientačních profilech Povodí Labe 5 x ročně. Kontinuální monitoring probíhá na automatických stanicích ve Valech, Lysé nad Labem, Obříství, Děčíně a v Kačově na Jizeře, které jsou ve správě státního podniku Povodí Labe (Černá a kol., 2006). Mimo běžných fyzikálních ukazatelů, ukazatelů základního chemického složení, kyslíkového režimu a mikrobiálního znečištění jsou též sledovány těžké kovy, široká škála specifických organických látek a na vybraných profilech také radioaktivita. Analýza jakosti sedimentů je systematicky prováděna od roku 1999 s četností 2 x ročně na téměř 50 kontrolních profilech, jejichž umístění je patrné z obrázku 31 Největší počet sledovaných ukazatelů (v současné době již více jak 150) je na stanicích využívaných pro mezinárodní monitoring Labe (obr. 30), se kterým se započalo po založení Mezinárodní komise pro ochranu Labe v roce 1990. V zájmu realizace společného programu měření byla vybudována síť sledování jakosti vody se 17 profily v rámci celého povodí. V České republice jsou pro tyto účely využívány automatické stanice ve Valech, Lysé nad Labem, Obříství a Děčíně a dále jedna automatická stanice na Vltavě v Zelčíně, která je ve správě Povodí Vltavy, s. p. (MKOL, 2010).



Obr. 30: Kontrolní profily sledování jakosti vody v územní působnosti Povodí Labe, s. p.
(zdroj: Černá a kol., 2006)



Obr. 31: Kontrolní profily sledování jakosti sedimentu v tocích v územní působnosti Povodí Labe, s. p.
(zdroj: Černá a kol., 2006)

První Mezinárodní program měření MKOL se 63 ukazateli byl sestaven pro rok 1992. V posledních letech se sleduje již více než 100 fyzikálně chemických, chemických a biologických ukazatelů, kdy parametry jako teplota vody, pH, vodivost, rozpuštěný kyslík a průtok se v měřicích stanicích sledují kontinuálně. Profily využívané MKOL byly též začleněny do situačního monitoringu Labe podle požadavků Rámcové směrnice o ochraně vod 2000/60/ES. Vzorky vody, sedimentu, planktonu, bentosu a jiné jsou též odebírány v rámci nejrůznějších speciálních výzkumných prací a projektů. Pro tyto účely jsou často kromě výše zmiňovaných systematicky využívaných profilů zřízena vlastní odběrová místa – jako např. při mezinárodním výzkumu požadových hodnot vybraných látek v sedimentech v povodí Labe (Prange et al., 1997A), nebo při zpracovávání mnohých vědeckých prací prováděných např. na geografickém pracovišti PŘF UK, ale i v mnohých dalších případech.

6.5 Využití vodních zdrojů

Vzhledem k hustému osídlení, rozvinutému průmyslu a intenzivnímu využití půdy v oblasti povodí Labe jsou požadavky na vodní zdroje velmi vysoké. Značného spotřebitele zde v porovnání s jinými oblastmi republiky představuje zemědělství. Např. v roce 2004 bylo na území spravovaném Povodím Labe, s. p., odebráno 830 mil. m³ vody z povrchových zdrojů - z toho 66 % připadlo na výrobu elektřiny, 17 % pro průmysl, 12 % na vodárenské účely a 5 % představovalo ostatní využití. To odpovídalo potřebám 227 odběratelů. Objem odebírané podzemní vody činil 123 mil. m³ a sloužil 893 odběratelům. Podzemní voda byla využita z 87 % k vodárenským účelům (Němec, Hladný, 2006). Z hlediska prognózy povrchových odběrů vody bude docházet v jednotlivých sektorech vzhledem k zavádění nových technologií spíše k poklesu či stagnaci v oblasti průmyslové výroby a pokles je předpokládán též v odvětví energetiky. Naopak dlouhodobý mírný nárůst je očekáván v sektoru zemědělství, podobně tomu bude i v případě odběrů pro vodovody, což se bude odrážet ve zvýšeném čerpání podzemní vody. Bilanční hodnocení v rámci území v působnosti Povodí Labe, s. p., je uspokojivé s vyváženým stavem, kterého bylo dosaženo zejména v souvislosti se zrušením nebo rekonstrukcí provozů náročných na spotřebu vody. Z hlediska využití podzemní vody se v několika hydrogeologických rajónech čerpání blíží limitnímu stavu, nicméně v oblasti existují stále nevyužité zdroje podzemní vody (Hermannová, V.; Ferbar, P.; Martínek, P. (2006).

6.6 Vodohospodářské a plavební úpravy Labe

Přes území polabské nížiny vedly významné obchodní cesty směrem k Baltu již od pradávna. V místech brodů vznikaly strážní a obchodní osady. Později se zde začali usazovat zemědělci, řemeslníci, rybáři, mlynáři, koželuzi a další a začali krajinu odlesňovat. S cílem ochránit pozemky a usnadnit plavbu se začaly uskutečňovat první protipovodňová opatření a úpravy koryta řeky. Ty obnášely nejprve pouze stavbu pevných jezů, které byly od počátku 20. století nahrazovány jezy pohyblivými – touto dobou jich bylo dochováno v prostoru mezi Orlicí a Vltavou 14. S rozvojem plavby po Labi byly jezy časem doplněny plavebními komorami (Němec, Hladný, 2006).

6.6.1 Voroplavba

Vzhledem k rozvoji měst během středověku začala stoupat potřeba zásobovat oblast potravinami, řemeslnými výrobky, sklem, papírem apod. Od 13. století se tak rozvíjela voroplavba. Pospojované kmeny tvořily vory dlouhé až 120 m a při vodním stavu 1 m nad normálem bylo možné splavit dřevo z Pardubic do Mělníka za 4 dny. Zlomovým se stalo nařízení Karla IV. z roku 1375 o svobodné plavbě dřeva po Labi. Vybírané clo bylo používáno na úpravy pevných jezů na jezy pro vory propustné a další zásahy do labského koryta (Trejtnar a kol., 1978). Jedna z největších korekcí Labe byla v 2. pol. 16. století provedena u Veletova z důvodu zásobování Starého Kolína a dolů v Kutné Hoře dřevem. K úpadku tohoto dopravního odvětví došlo až v souvislosti s výstavbou železnice v Čechách koncem 19. století. Poslední vory byly na Labi splaveny v roce 1922.

6.6.2 Výstavba rybníků

14. – 16. století znamenalo pro Polabí velký hospodářský rozkvět zejména v souvislosti se stavbou rybníčních soustav, které daly oblasti zcela nový ráz. K těm největším patřila Chlumecká, Poděbradská a Pardubická, která byla spojena např. se jménem Viléma z Pernštejna. Do současnosti se ovšem mnoho těchto děl nezachovalo, neboť jich byla řada účinkem tereziánské a josefínské reformy přeměněna na ornou půdu. Z dochovaných staveb možno jmenovat např. Žehuňský rybník nebo umělý zavodňovací Opatovický kanál (Němec, Hladný, 2006).

6.6.3 Vývoj opatření do počátku 20. století

S houstnoucím osídlením Polabí rostly i potřeby obyvatelstva na přepravu zboží a potravin. V 17. a 18. století tak vznikala řada projektů zlepšující podmínky plavby včetně využití řeky a okolních pozemků, nicméně vzhledem značné náročnosti a nákladnosti nebyly často realizovány. Pro splavnění českých řek byl významný rok 1764, kdy byla ustavena Navigační komise. Labe bylo ovšem detailně proměřeno včetně profilů až v roce 1822. O 20 let později byl dokončen první projekt na splavnění Labe mezi Hradcem Králové a Mělníkem, jehož provedení ovšem ztroskotalo na obtížích spojených s náklady na výstavbu. Z hlediska vodní dopravy byl významným mezníkem rok 1841, kdy byl na vodu spuštěn parník Bohemia, jímž byla za vyšších vodních stavů zajišťována pravidelná doprava mezi Prahou a Drážďany. Primát pro použití páry pro dopravu tedy nepřipadl na našem území železnici (Trejtnar a kol., 1978).

Zrušení roboty v roce 1848 a zejména období po roce 1860 přineslo zásadní změny ve využití Polabí. Masívně kácení lužních lesů a rozorávání luk přineslo v souvislosti s klimatickými změnami (častější povodně) narušení erozně akumulčních poměrů řeky. Potřeba situaci řešit vyústila v přijetí říšského zákona z roku 1869 a navazujícího zákona zemského z roku 1870, který upravoval využití vody, plavbu a ochranu před povodněmi. V roce 1884 byl přijat zákon meliorační o vodních stavbách zlepšujících stav zemědělství a zákon upravující hrazení bystřin. V roce 1887 byl dokončen projekt na směrovou úpravu koryta středního Labe včetně oprav starých pevných jezů představujících překážky v plavbě. V roce 1896 byla založena

Komise pro kanalizaci Vltavy a Labe a o tři roky později Středolabský komitét, díky kterému se projektové i stavební práce značně uspíšily (Němec, Hladný, 2006).

6.6.4 Splavňování Labe od počátku 20. století

Po četných diskuzích s říšskou vládou vyústily snahy v roce 1901 ve schválení vodocestného zákona o stavbách vodních drah a úpravách řek. O dva roky později byl pak přijat zákon regulační zabývající se stavebními úpravami řek a údolních nádrží. Provedení vodocestných prací bylo naplánováno do dvaceti let. V zákonech byl položen základ financování úprav řek, ale i meliorací ze státních prostředků. Menší úpravy potoků byly zabezpečovány ze zdrojů měst a obcí (Němec, Hladný, 2006). Tyto dokumenty tak představovaly první komplexní vodohospodářský a vodocestný plán, podle kterého práce probíhaly následující desítky let. Vytýkána mu byla ovšem jeho nekomplexnost, neuvažování využití vodní energie a podceňování zájmů zemědělců. Budování středolabské vodní cesty lze rozdělit na následující etapy:

- I. Etapa 1901 - 1918**
- II. Etapa 1919 - 1930**
- III. Etapa 1931 - 1944**
- IV. Etapa 1945 - 1962**
- V. Etapa 1963 - současnost**

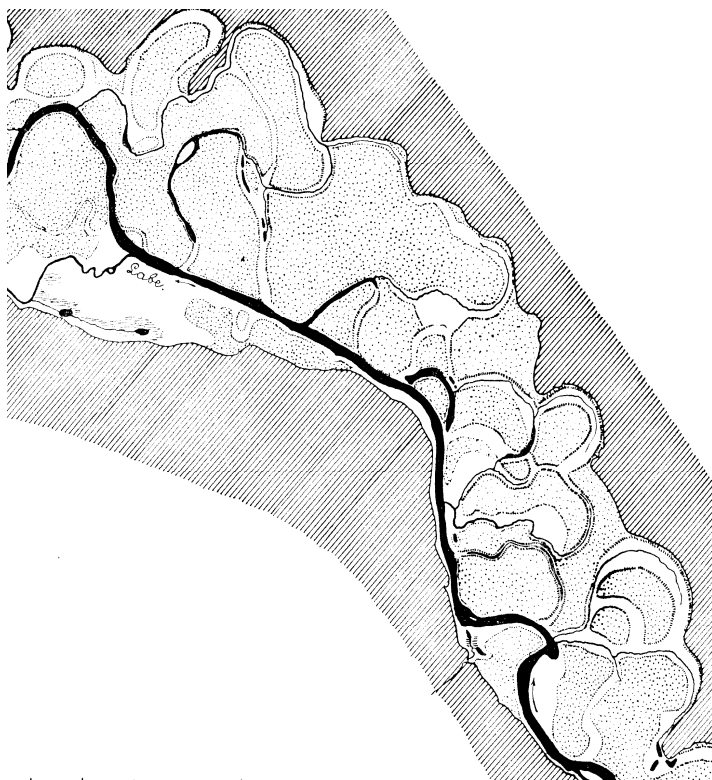
Podle plánu **I. Etapy** měly práce probíhat od soutoku s Vltavou proti proudu Labe. Nicméně nevyhovující stav koryta ve vyšších úsecích řeky si nakonec vyžádal rozpracování úprav na více místech. Důvody to ovšem mělo vzhledem k I. světové válce i politické. Do konce roku 1918 bylo provedeno nebo rozestavěno 60 km úprav toku Labe zejména v úsecích *Mělník - Neratovice*, *Živanice - Přelouč*, *Přelouč - Lohenice*, *Rosice - Srnojedy*, u *Pardubic*, u *Hrobic*, *Hradec Králové - Opatovice* a *Hradec Králové - Smiřice*. Byl dokončen jez v *Hradci Králové*, jezy s plavebními komorami v *Mělníku* a *Obříství* a dále byly rozestavěny jezy v *Poděbradech*, *Kolíně* a *Předměřicích*.

II. Etapa byla zpožděna řadou poválečných úkolů a hospodářskou krizí. Hledaly se nové technologie k lepšímu využití řeky, což ovšem naráželo na odpor zemědělců vzhledem k narušení režimu podzemních vod. Do konce tohoto období byly dokončeny práce v délce dalších 65 km. Byly vybudovány jezy s plavebními komorami v *Nymburce*, *Poděbradech*, *Přelouči* (obr. 32), v *Kolíně* a v *Předměřicích* a dále byly v tomto období také zahájeny stavby zdymadel v *Lobkovicích* a *Kostelci nad Labem*. V úseku *Mělník - Jiřice* byla zavedena pravidelná paroplavba.

III. Etapa znamenala jistý obrat v tempu prováděných prací. V roce 1931 byl přijat vodohospodářský zákon a zákon vodohospodářský zemědělský. Kompetence tak byly rozděleny pod dvě ministerstva – Ministerstvo veřejných prací a Ministerstvo zemědělství. Dále byl přijat zákon o vodohospodářském fondu, který umožnil náležitě rozvinout a finančně zajistit prováděné práce. Během prvních let byla dokončena zdymadla v *Lobkovicích*, *Kostelci nad Labem*, *Brandýse nad Labem*, v *Čelákovcích*, v *Lysé nad Labem* (obr. 33), v *Kostomlátkách*, *Srnojedech* a ve *Smiřicích*, později i v *Hradištku* a *Klavarech*. Za druhé světové války pokračovaly práce na 19 km toku u *Čelákovic*, v úseku *Hradištko - Kostomlátky*, *Drahelice - Nymburk*, a u *Klavar*, *Kolína*, *Pardubic* a *Předměřic* jen velmi omezeně. Během této etapy byla zahájena stavba zdymadla ve *Velkém Oseku* a *Pardubicích*. Největší snahou těchto let bylo zahájit plavbu mezi *Mělníkem* a *Kolínem*, což ovšem obnášelo prohloubení koryta a úpravu jeho šíře na 30 m (Miláček, 1994).



Obr. 32: Zdynadlo v Přelouči, jehož plavební komora nebyla ještě nikdy použita (zdroj: <http://www.pla.cz>)



Obr. 33: Úpravy toku Labe u Lysé nad Labem (zdroj: Kettner, 1954)

IV. Etapa znamenala nejprve nahrazení válečných ztrát. Tempo výstavby se tak opět zpomalilo. V roce 1946 se znovu otevřely práce u *Čelákovice*, v úseku *Drahelice - Nymburk, Velký Osek – Klavary* a *Smířice – Černožice*. Práce byly též obnoveny na jezu v *Předměřicích* a na jezu s plavební komorou ve *Velkém Oseku*, po jehož dokončení byla plavba možná až po *Veletov*. Vodohospodářský plán z roku 1955 dále předpokládal prodloužení plavby až do *Pardubic*.

V. Etapa znamenala jakousi renesanci pro budování středolabské vodní cesty. Roku 1963 bylo vydáno vládní usnesení, podle něhož se měl podíl vodní dopravy v ČSR výrazně zvýšit.

Cílem stále zůstávala plavba až do *Pardubic* případně až do *Opatovic*. Plavební stupně v *Mělníku* a *Obříství* byly nahrazeny moderními zdymadly, další zdymadla byla vybudována ve *Veletově*, *Týnci nad Labem*, *Semíně*, v *Pardubicích* a v *Lukově*. Regulační práce probíhaly dále v usecích *Veletov - Přelouč*, *Srnojedy - Pardubice - Brozany*, a v úseku *Brozany – Opatovice*. Zamýšlený program upravoval též plavební poměry mezi *Mělníkem* a *Kolínem* s cílem zvýšit kapacitu dopravy. Pomalé

pracovní tempo se zrychlilo v 70. letech v souvislosti s výstavbou tepelné elektrárny ve Chvaleticích, která měla být uhlím zásobována po Labi (Trejtnar a kol., 1978).

Během kanalizačních prací na Labi byla řeka, jak uvádí tabulka 5, výrazně zkrácena.

Úsek Labe	Původní délka toku (km)	Zkrácení délky toku (km) období
ústí Metuje – Předměřice	13,2	4,1 (1931 – 1944)
Předměřice – Opatovice	20,1	4,3 (1931 – 1944)
ústí Loučné – Chvaletice	44,1	12,2 (1906 – 1969)
Chvaletice – soutok s Vltavou	127,8	25,6 (1906 – 1962)

Tab. 5: Zkrácení délky Labe v rámci kanalizačních prací (zdroj: Simon a kol., 2005)

Z hlediska zákrutovosti středolabské vodní cesty, nejčastější rozměr oblouků trasy má poloměr 650 m, dále 800 m a 1000 m. Vyskytují se i poloměry menší jako např. 450 m, 500 m, 550 m a 600 m, na některých místech jsou i oblouky s poloměrem 350 m. Od roku 1975 se též středolabská vodní cesta upravovala podle mezinárodních parametrů na šíři 40 m a hloubku 2, 8 m (Trejtnar a kol. 1978).

Dopravně sledovaný úsek Labe po státní hranici má délku 257,9 km. Z toho 211,4 km tvoří cesta dopravně využívaná a 46,5 km tvoří úsek dopravně využitelný. Intenzivně se připravuje k dopravnímu využívání úsek od Chvaletic po Pardubice v délce 27 km, kde je nutné vybudovat plavební stupeň Nová Přelouč. Značná pozornost se též věnuje zlepšení plavebních podmínek v úseku Sřekov – státní hranice a v plánu je též výstavba přístavu v Pardubicích (Němec, Hladný, 2006).

6.6.5 Protipovodňová opatření od počátku 20. století

Z hlediska postižení Polabí povodněmi uvádí zpráva zemské rady pro Království české ze dne 19. 2. 1902 následující fakta (Trejtnar a kol., 1978):

V oblasti středního Labe bylo pravidelně zaplavováno 112 katastrů obcí; 18 000 ha půdy (25 % veškeré půdy v těchto katastrech); povodněmi bylo každoročně ohrožováno téměř 1000 objektů; voda zůstávala rozlita až 45 dní, a to v šíři 2 km mezi Hradcem Králové a Pardubicemi a dále v šíři 1,5 až 3,5 km po Mělník.

Po zemské povodni roku 1897 se začalo intenzivně pracovat na protipovodňových opatřeních, která obnášela především regulace toků a stavbu ochranných retenčních nádrží. S těmito úpravami se však začalo na horním Labi a jeho přítocích, čímž byl odtok z těchto partií povodí ještě urychlen a povodňové vlny tak v podstatě kulminovaly na středním Labi až o den dříve.

V rámci těchto opatření byly na Labi počátkem 20. století postaveny dvě přehrady – Labská ve Špindlerově Mlýně s celkovým objemem 3, 292 mil m³, jejíž výstavba byla provedena v letech 1910 – 1916, (obr. 34) a Les Království u Dvora Králové s celkovým objemem 9,159 mil. m³, kdy stavební práce probíhaly v letech 1910 až 1914 s dokončením v roce 1919 (Povodí Labe, s. p., 2010A, 2010B) V meziválečném období byly prováděny plošně rozsáhlé úpravy i na menších tocích s cílem zlepšit vlastnosti zemědělské půdy, nicméně řada investic

byla použita na vybudování protipovodňových hrází. Tento trend pokračoval intenzivně i od 50. let 20. století (Langhammer, 2007A).

Z hlediska protipovodňové ochrany na Labi bylo dále zbudováno ohrázování řeky v úsecích Obříství – Lobkovice, Čelákovice – Nymburk, u Srnojed, Pardubic a Hradce Králové. Ochranné hráze byly ovšem vybudovány na kapacitu Q 100 pouze v délce 6,7 km, a to v Hradci Králové a v Pardubicích (Němec, Hladný, 2006).

Novodobá protipovodňová ochrana Labe vychází z Koncepce protipovodňové ochrany Labe z roku 1998. Realizace opatření je dotována z programu Ministerstva zemědělství (MZe) Prevence před povodněmi stanovující záplavová území, studie odtokových poměrů apod. V oblasti spravované Povodím Labe, s. p., jsou v současnosti zaplavovaná území stanovena na 46,1 % celkové délky významných vodních toků zaujímajících délku 3564 km.



Obr. 34: Labská přehrada (zdroj: <http://www.pla.cz>)

Studie odtokových poměrů jsou zpracovávány MZe na 342 km Labe, Jizery a Mrliny především s cílem ochrany měst Neratovice, Nymburk, Poděbrady, Kolín, Mladá Boleslav, Benátky nad Jizerou a Turnov. Další zpracování studií zajišťuje Povodí Labe, s. p., ve spolupráci s příslušnými kraji pro vybraná města. Z hlediska realizací současných protipovodňových opatření je možno uvést dokončení protipovodňové ochrany Pardubic v roce 2005, dokončení ochranných hrází Chrudimky mezi Štětínem a Tuněchody, nebo rekonstrukci jezu Vaňkovka v Mladé Boleslavi. V povodí Třebovky byla zrealizována stavba 4 poldrů. Pro jednotlivé oblasti povodí Labe byly v poslední době zpracovány též Plány oblastí povodí poskytující informace o stavu vodního prostředí v daném regionu. Kromě úprav zajišťujících protipovodňovou ochranu, zlepšení plavebních podmínek a kvalitu vody je pozornost zaměřena též na možné revitalizace toků v povodí (Němec, Hladný, 2006).

6.7 Znečištění

Polabí patřilo již od středověku k územím intenzivně využívaným člověkem. S rostoucím počtem obyvatel rostlo zatížení krajiny zprvu zejména z důvodů získání zemědělské půdy. Časem rostla i produkce komunálního znečištění, nicméně určující vliv na kvalitu vody v Labi měly zejména rozsáhlé průmyslové podniky, které se v oblasti začaly úspěšně rozvíjet od počátku 20. století. Tak před 2. světovou válkou patřila Česká republika do první desítky nejrozvinutějších států světa.

Po roce 1948 však došlo vzhledem k politické situaci k násilným přeměnám jak ve využití krajiny, tak v orientaci v průmyslu. Následná kolektivizace v zemědělském sektoru, nasazení těžké techniky a intenzivní hnojení včetně potlačení tradičních průmyslových odvětví a jejich nahrazení zejména těžkým průmyslem znamenaly velkou zátěž pro životní prostředí. Na řece Labi postupně vzniklo několik bodových zdrojů znečištění ovlivňujících zásadním způsobem kvalitu vody v řece. Mezi hlavní znečišťovatele horního a středního Polabí patřily ve druhé polovině 20. století např. Krkonošské papírny Hostinné produkující biologicky velmi těžko odbouratelné a v té době běžnými úpravárenskými technologiemi neodstranitelné sulfitové výluhy z výroby celulózy, které znehodnotily další využití řeky až po Jaroměř (Trejtnar a kol., 1978). Další zdroje znečištění v tomto úseku představovaly nečištěné odpadní vody z textilního, kožedělného a potravinářského průmyslu ve Dvoře Králové, Jaroměři, Chvalkovicích, Černožicích, Smiřicích a Předměřicích. Významné znečištění představovala Opatovická elektrárna, jejíž narušení teplotního režimu řeky způsobujícího úbytky kyslíku se projevovalo v poměrně dlouhém úseku toku. Zásadní zásah do kvality vody v Labi představovala Pardubická aglomerace s nečištěnými odpadními vodami jak z osídlení, tak především z podniku VCHZ Synthesia v Pardubicích, který vypouštěl do Labe vody obsahující řadu organických, anorganických látek, látky toxické, fenoly, oleje a barviva. Síranové a chloridové vody byly shromažďovány v nádrži Lhotka a řízeně vypouštěny do Labe za vyšších průtoků. Významný zdroj znečištění na Pardubicku představovala také rafinerie PARAMO (Langhammer, 1999). Po toku Labe představovalo další zátěž město Kolín s rozvinutým průmyslem potravinářským, chemickým a strojírenským (Lučební závody Kolín, Draslovka Kolín, Lihovar Kolín, rafinerie KORAMO, TATRA Kolín), průmysl města Nymburk se sladovnamy a cukrovarem a Čelákovice, kde byly umístěny kovohutě (Holub a kol., 2000). Jedním z nejvýznamnějších znečišťovatelů na Labi však byla Spolana Neratovice produkující kromě chladících vod organicky a anorganicky znečištěné odpadní vody. Organické znečištění zde však bylo již v 70. letech biologicky čištěno (Trejtnar a kol., 1978). Zdrojem znečištění řeky se též staly komunální odpadní vody ze sídel, které byly bez úpravy vypouštěny do Labe. Změny ve využití zemědělské půdy včetně nevhodné přeměny půd sloužících dříve jako louky či pastviny na půdu ornou podpořené intenzivní meliorací a technickými zásahy do přirozené říční sítě se začalo postupně negativně projevovat nejen v kvalitě vody, ale i v jejím množství vzhledem k narušení srážkoodtokových poměrů v krajině. Kromě nadměry aplikovaných hnojiv představovaly znečištění i organické odpady

z živočišné výroby, siláží apod. Koncem 80. let dosáhly všechny složky znečištění - průmyslového, komunálního a zemědělského svého maxima (Langhammer, 2009). Zdroje kontaminace umístěné na horní a střední části toku měly určující vliv na kvalitu vody i v dolní části řeky.

Zásadní obrat nastal v roce 1989 v souvislosti se změnou politické a ekonomické situace v České republice. První polovina 90. let znamenala útlum mnoha průmyslových provozů, což vedlo k výraznému úbytku tohoto typu znečištění. Jednotná zemědělská družstva se rozpadla a tím bylo v podstatě omezeno i přehnojování půdy a její často nevhodné využití. Nicméně chybějící čištění splaškových vod odtékající ze sídel přímo do recipientů udržovalo komunální znečištění na stejné úrovni. Tato situace vyústila v potřebu realizovat nejen čistírny průmyslových odpadních vod ve fungujících provozech včetně zavádění ekologických technologií, ale i v nezbytnou výstavbu městských čistíren (Langhammer, 1997). Snahou bylo též striktní dodržování emisních limitů.

V 90. letech se tak začalo intenzivně pracovat na přijetí opatření vedoucích ke zlepšení kvality vody v Labi, a to nejen na národní úrovni. V roce 1990 byla založena Mezinárodní komise pro ochranu Labe využívající mnohé poznatky z aktivit Mezinárodní komise pro ochranu Rýna, která byla založena již v roce 1950.

Výrazný pokles výroby v České republice z prvních let po roce 1989 byl postupně v 2. polovině 90. let vystřídán vzestupem soukromého podnikání v oblastech výroby papíru, chemických a farmaceutických odvětvích, nebo v produkci elektrických a optických zařízení a výrobě automobilů. Podíl zemědělské půdy poklesl, naopak byl zaznamenán nárůst ploch pastvin a luk (Langhammer, 2009). S výstavbou městských čistíren se začalo omezovat i komunální znečištění vypouštěné přímo do řeky.

Výraznou změnu přinesl vstup do Evropské unie v roce 2004. Ekonomický rozvoj s sebou přinesl opět mírný nárůst produkce znečištění, nicméně nové požadavky na výrobu jako např. zavádění ekologických technologií a především přístupů a norem (v oblasti ochrany vod např. Rámcová směrnice o ochraně vod 2000/60/ES, Nitrátová směrnice 91/676/EHS) toto zatížení výrazně eliminují. Při porovnání zdrojů znečištění zůstávaly problematické spíše menší průmyslové provozy, které nezaznamenaly přísun zahraničních investic nutných k restrukturalizacím provozu. V současnosti představují značný problém spíše plošné zdroje znečištění, u kterých jsou opatření vedoucí ke zlepšení stavu kvality vody nejen v Labi velmi obtížné a souvisejí s celkovým využitím krajiny.

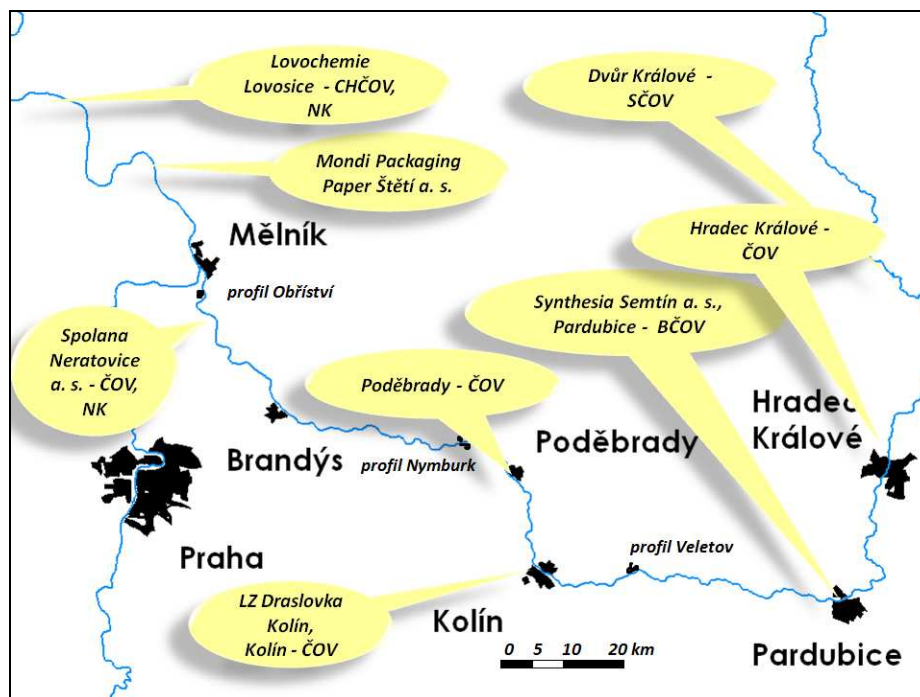
Významné bodové zdroje znečištění v oblasti spravované Povodím Labe, s. p., s vypouštěním větším jak 15 t BSK₅ ročně uvádějí tabulka 6. a obrázek 35. Vývoj kvality vody v tocích po roce 1990 v celém povodí Labe v České republice přináší obr. 36, kde jsou znázorněny změny zařazení toků do tříd čistoty podle ČSN 75 7221.

Název místa	Vodní tok	BSK ₅ t.rok ⁻¹	CHSK _{Cr} t.rok ⁻¹	N-NH ₄ t.rok ⁻¹	Nanorg. t.rok ⁻¹	P _{tot} t.rok ⁻¹
Krkonošské papírny Hostinné - ČOV	Labe	195,7	4059,4	11,6	376,9	9,6
Mondi Packaging Paper Štětí a. s.	Labe	155,1	529,4	138,2	479,5	6,1
Lovochemie Lovosice - CHČOV	Labe	152,2	338,1	1,0	3,8	0,6
Syntehsia Pardubice - výusť A6 (A1 - A6)	Velká strouha	124,9	205,6	3,2	4,7	0,2
Syntehsia Pardubice - Pohránovský odpad	Velká strouha	95,3	749,7	73,3	1268,0	7,2
Liberec - ČOV	Lužická Nisa	92,1	503,4	125,8	209,4	8,5
Spolana Neratovice - ČOV (K 10)	Labe	89,4	424,5	131,8	277,8	1,7
Ústí nad Labem - VK mimo ČOV	Labe	84,9	180,8	10,5	12,5	2,9
Pardubice - BČOV	Velká strouha	84,5	1177,7	108,5	361,0	20,0
Hradec Králové - ČOV	Labe	68,4	276,3	40,5	147,9	11,2
Děčín - VK	Labe	60,8	126,8	6,5	11,9	3,3
Ústí nad Labem - ČOV	Labe	49,0	435,8	3,0	42,2	4,0
Trutnov - ČOV	Úpa	41,5	244,8	21,9	58,7	7,0
Papírny Bělá pod Bezdězem	Bělá	40,8	109,5	0,1	1,9	0,3
Chrudim - ČOV Májov	Chrudimka	37,7	240,6	8,4	38,5	8,9
Lovochemie Lovosice - NK	Labe	29,2	162,6	43,7	94,4	2,3
LZ Draslovka Kolín	Labe	28,4	88,2	14,6	18,6	1,1
Náchod - ČOV	Metuje	24,5	128,1	1,5	58,4	11,3
Týniště nad Orlicí - ČOV	Orlice	22,6	80,9	10,1	12,5	3,3
Kutná Hora ČOV	Vrchlice	20,1	109,1	18,6	26,2	1,2
Kolín - ČOV	Labe	18,8	104,9	20,4	32,6	4,0
Dvůr Králové nad Labem - SČOV	Labe	18,4	164,9	4,5	76,3	6,1
Litomyšl - ČOV	Loučná	18,0	118,2	1,3	25,8	2,4
Spolana Neratovice - NK kanál K7	Labe	17,5	90,6			
Ústí nad Orlicí - ČOV	Tichá Orlice	17,4	127,0	14,6	31,0	3,3
Děčín - ČOV	Labe	16,6	142,3	21,4	48,2	2,9
Poděbrady - ČOV	Labe	16,2	41,6	4,9	19,3	1,8
Praha - Miškovice - ČOV	Mratínský p.	16,0	75,7	0,7	18,7	4,2
celkem vybrané zdroje s vypouštěním nad 15 t.rok ⁻¹ BSK ₅		1636,0	11036,5	841,0	3756,7	135,4
celkem všechny bilancované zdroje		2453,0	14937,0	1278,9	4971,7	316,7

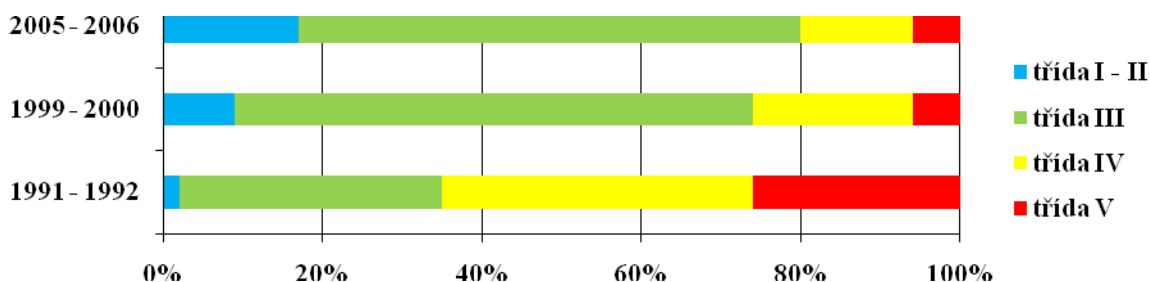
Tab. 6: Přehled významných zdrojů znečištění s vypouštěním nad 15 t BSK₅ v roce 2005 (zdroj: Černá a kol., 2006)

6.7.1 Vývoj ukazatelů znečištění

Průmyslové znečištění je nejčastěji charakterizováno vysokými hodnotami CHSK_{Cr} nebo CHSK_{Mn} (chemická spotřeba kyslíku provedená dichromanem nebo manganistanem), které odpovídají veškerému organickému znečištění, a dále např. vyššími hodnotami amoniakálního dusíku, který může ovšem pocházet i ze splaškových vod. Při produkci lehce odbouratelného organického znečištění mohou být průmyslové podniky i zdrojem vyšších hodnot BSK₅ (popis jednotlivých ukazatelů kvality uveden v kapitole 9.3), tento parametr ovšem popisuje i zatížení vody komunálními odpady ze sídel nebo znečištěním z výroby živočišné. Podobně je tomu s koncentracemi fosforu, které kromě splaškových odpadních vod a zemědělské produkce (velkochovy, fosforečnanová hnojiva apod.) pocházejí také z průmyslových zdrojů.



Obr. 35: Hlavní zdroje znečištění na Labi

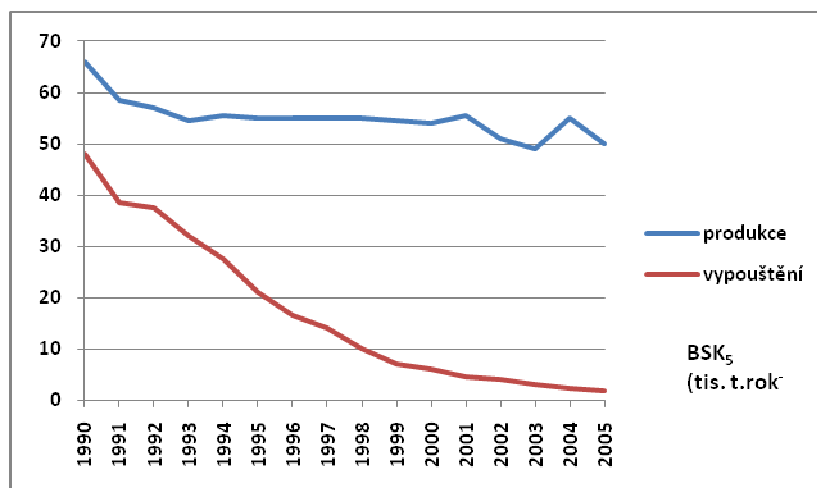


Obr. 36: Změny kvality vody v tocích na celém území povodí Labe v České republice podle ČSN 75 7221 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)

Indikátorem plošného znečištění jsou především vyšší koncentrace dusičnanů, které odpovídají, na rozdíl od parametrů charakterizujících znečištění bodové (průmyslové a komunální), vyšším průtokům v řece – tedy narůstají i se vzdáleností od pramene - a přítomnosti orné půdy, ze které je umožněn plošný splach (Langhammer, 2004).

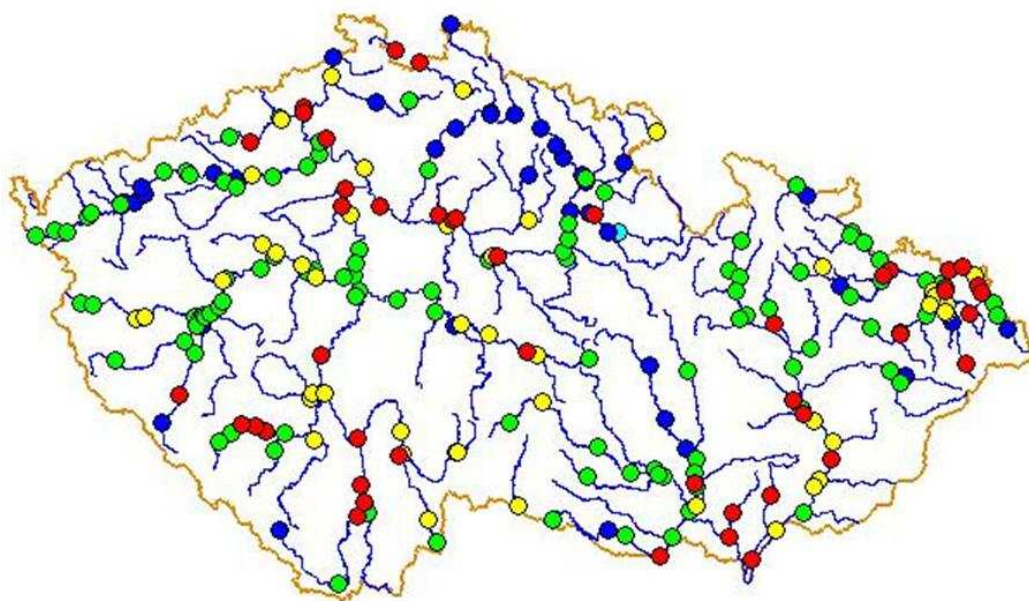
V případě organického znečištění bylo ve středním Polabí v 90. letech pozorováno výrazné snížení koncentrací v souvislosti s výstavbou ČOV v Pardubicích upravující odpadní vody ze Synthesie, PARAMA i města. Velkým producentem organických látek vypouštěných do Labe byl před rokem 1989 kolínský lihovar, což ovšem provedená úspěšná opatření již v polovině 90. let zásadně eliminovala (Langhammer, 1999). Významné organické znečištění produkovala na počátku 90. let i Spolana Neratovice. Vzhledem k umístění uvedených bodových zdrojů znečištění tak byly nejvyšší hodnoty BSK₅ a CHSK v první polovině 90. let zaznamenávány nejvíce v úsecích Labe pod Pardubicemi, mezi Kolínem a Nymburkem a pod Neratovicemi. Na vysoké koncentrace vypouštěných látek v tomto úseku středního Labe měla

vliv i malá vodnost řeky oproti situaci na dolním Labi po soutoku s Vltavou. S postupným omezením emisí z významných průmyslových podniků však vzrostla váha organického znečištění pocházejícího z komunálních zdrojů. Města Hradec Králové, Přelouč, Kolín, Poděbrady neměla na počátku 90. let ČOV a splaškové vody tak byly vypouštěny přímo do řeky. Z důvodů spotřeby kyslíku při odbourávání těchto látek vykazovala voda v Labi v těchto místech i nižší nasycení kyslíkem (Langhammer, 2007B). Vzhledem k intenzivním realizacím městských čistíren odpadních vod v Polabí se situace koncem 90. let začala výrazně zlepšovat (obr. 37). Celkově je možné shrnout, že provedená opatření po roce 1990, ať již ve sféře průmyslové nebo komunální, měla za následek pokles hodnot CHSK a BSK₅ v Labi až téměř na polovinu, což dokladují např. data z profilů Veletov a Nymburk (obr. 35), kde se průměrná hodnota CHSK_{Cr} na počátku 90. let pohybovala okolo 40 mg.l⁻¹, zatímco v roce 2005 poklesla přibližně na 20 mg.l⁻¹ (zdroj dat: ČHMÚ). Vývoj situace na celém území celé České republiky mezi léty 1990 a 2005 přibližují obrázky 38 a 39). Ke klasifikaci kvality vody byla použita ČSN 757221 (tab. 7).

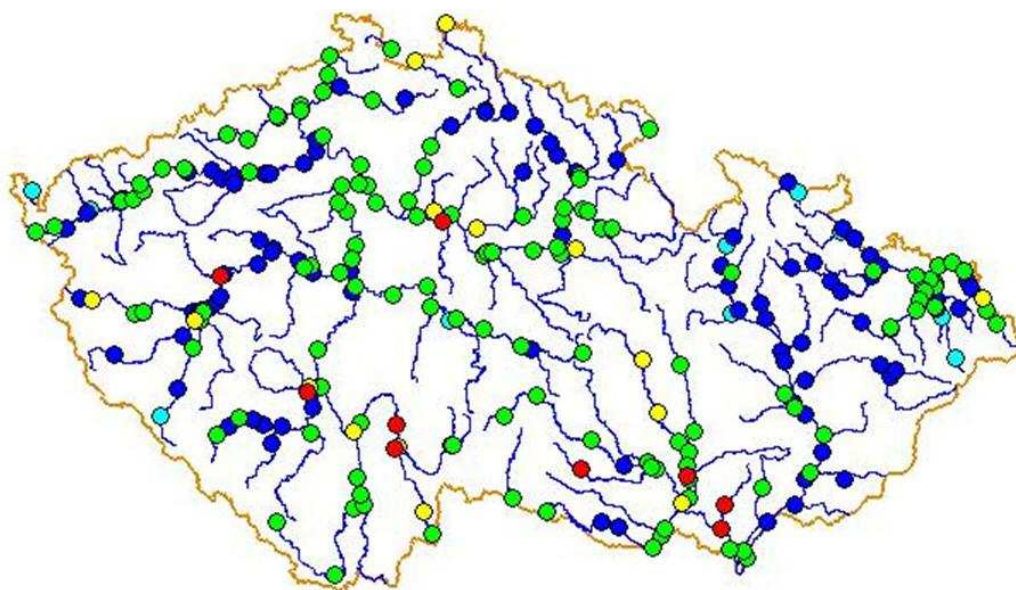


Obr. 37: Časový vývoj produkce a vypouštění BSK₅ na území spravovaném Povodím Labe, a.s. (zdroj: Černá a kol., 2006)

Nejvyšší koncentrace N-NH₄ ve středním Polabí byly na počátku 90. let byly zaznamenávány především *pod Pardubicemi*, v oblasti *mezi Kolínem a Čelákovicemi* a po naředění Labe Jizerou se hodnoty výrazně znásobily až *pod Spolanou Neratovice*, která představovala velmi významného producenta amoniakálního dusíku. Zásadní vliv na snížení koncentrací v řece měla opět zejména opatření provedená v těchto velkých průmyslových podnicích. Problematictější byla situace u některých menších zdrojů, kde byl v průběhu 90. let zaznamenán zprvu i mírný nárůst produkce – např. v Draslovce Kolín (Langhammer, 1999). Jisté znečištění amoniakálním dusíkem pocházelo i z komunální sféry. Od roku 1990 však došlo díky provedeným opatřením k zásadnímu zlepšení kvality labské vody v tomto parametru.



Obr. 38: Kvalita vody v tocích v parametru CHSK_{Cr} v roce 1990 (zdroj: ČHMÚ, 2010)



Obr. 39: Kvalita vody v tocích v parametru CHSK_{Cr} v roce 2005 (zdroj: ČHMÚ, 2010)

Situaci dobře popisují průměrné hodnoty N-NH_4 např. z profilu Obříství (obr. 35), kde v roce 1990 dosahovala koncentrace $4,2 \text{ mg.l}^{-1}$, zatímco v roce 2005 to byla již hodnota o řád nižší – $0,42 \text{ mg.l}^{-1}$ (zdroj dat: ČHMÚ).

Vyšší koncentrace celkového fosforu ve středním Polabí vykazovalo Labe v 90. letech opět zejména *pod pardubickou aglomerací*, kde zdroj představovaly odpadní vody ze Synthesie a města. Situace se zde zlepšila až v souvislosti s výstavbou čistíren odpadních vod. Poměrně konstantní úroveň tohoto parametru dále po toku řeky byla způsobována dotacemi z městských kanalizací, ale i plošných zdrojů. Během devadesátých let se též značně projevil nárůst používání detergentů a pracích prášků obsahujících sloučeniny fosforu (Langhammer,

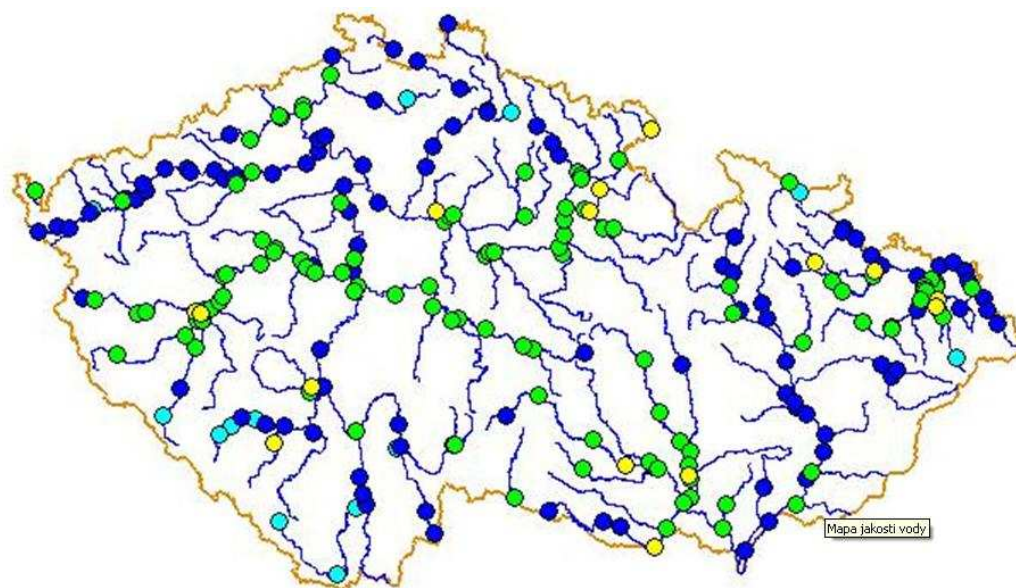
1999). Snahy eliminovat koncentrace celkového fosforu opatřeními jak v průmyslovém tak komunálním sektoru však později dosáhly pozitivních výsledků. V profilu Veletov (obr. 35) tak např. průměrná hodnota celkového fosforu v roce 2005 poklesla z 0,55 mg.l⁻¹ v roce 1990 na 0,17 mg.l⁻¹ (zdroj dat: ČHMÚ).

Hodnoty dusičnanového dusíku, který indikuje především plošné zdroje znečištění, narůstaly se vzdáleností od pramene a v souvislosti s charakterem středního Polabí umožňujícího splachy ze zemědělské půdy. Zvýšení koncentrací tak bylo zaznamenáváno zejména od *Pardubic*, vyšší hodnoty také odpovídaly oblastem s nárůstem koncentrace N-NH₄, který byl nitrifikován (Langhammer, 1999). Vzhledem k povaze tohoto parametru se ve středním Polabí koncentrace dusičnanů ovšem příliš nesnížily. Na některých profilech může docházet i k mírnému nárůstu hodnot. Tak např. v profilu Veletov (obr. 35) byla průměrná koncentrace dusičnanového dusíku v roce 1990 4,50 mg.l⁻¹, v roce 2005 mírně stoupla na 4,56 mg.l⁻¹ a o tři roky později v roce 2008 to bylo již 5 mg.l⁻¹ (zdroj dat: ČHMÚ). Vývoj stavu na území celé republiky mezi roky 1990 a 2005 popisují obrázky 40 a 41, klasifikace byla provedena podle ČSN 757221 (tab. 7).

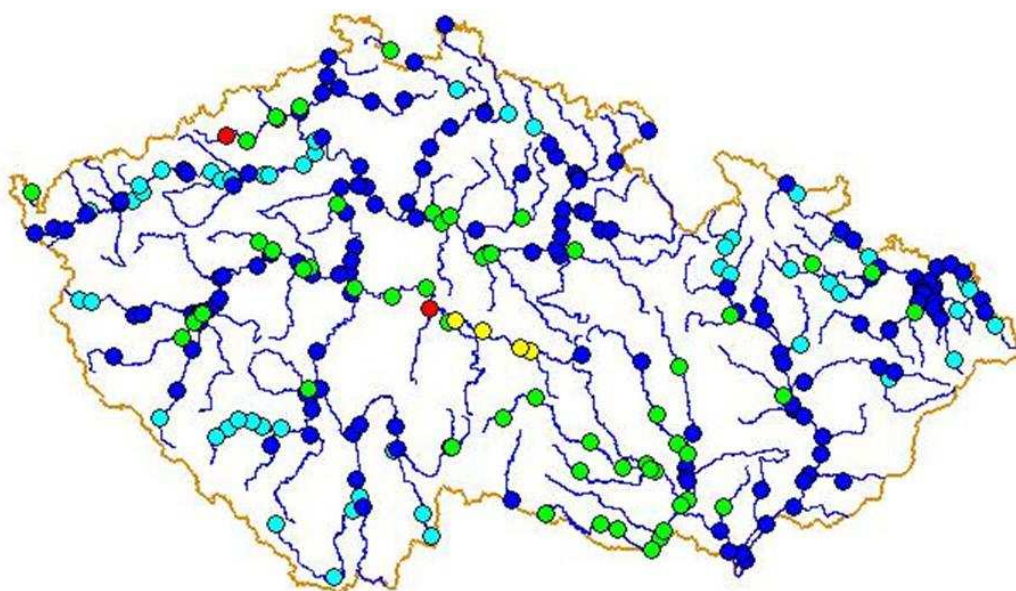
V současnosti je možno říci, že bodové průmyslové znečištění středního Labe pokleslo téměř na úroveň 60. let, kdy se začalo se systematickým monitoringem kvality vod. Naopak, hodnoty parametrů popisujících plošné znečištění zaznamenaly v některých případech spíše mírný nárůst. Odlišná je též situace na menších tocích v povodí, kde jsou hlavními zdroji zátěže místní drobný průmysl, ve kterém vzhledem k často omezenému kapitálu probíhají investice do čištění odpadních vod pomaleji. Tuto situaci napomáhají zlepšit státní a evropské dotace v oblasti ochrany životního prostředí a kvality vod. Podobně je tomu s čištěním splaškových vod menších usedlostí, či rekreačních objektů (Langhammer, 2005). Naopak v případě podpory zemědělské výroby mohlo dojít k opětovnému nárůstu zatížení krajiny např. dusičnany apod. (Langhammer, 2004). Řešení snižování tohoto znečištění z plošných zdrojů je spatřováno především ve změnách v zemědělské praxi včetně pozemkových úprav. Z hlediska množství vypouštěných odpadních vod dochází stále k nárůstu objemu v souvislosti s rostoucím počtem obyvatel a bodových zdrojů napojených na kanalizaci. Podíl průmyslového sektoru však vzhledem k zavádění moderních ekologických technologií klesá, zatímco rostoucí počet obyvatel bude neustále zvyšovat množství odpadních vod pocházejících z komunální sféry (Němec, Hladný, 2006).

Třída kvality	Úroveň znečištění	CHSK _{Cr} mg.l ⁻¹	N-NO ₃ mg.l ⁻¹
I. třída	neznečištěná voda	< 15	< 3
II. třída	mírně znečištěná voda	< 25	< 6
III. třída	znečištěná voda	< 45	< 10
IV. třída	silně znečištěná voda	< 60	< 13
V. třída	velmi silně znečištěná voda	> 60	> 13

Tab. 7: Limitní hodnoty pro zařazení do tříd kvality vody pro vybrané parametry podle ČSN 75 7221



Obr. 40: Kvalita vody v tocích v parametru N-NO₃ v roce 1990 (zdroj: ČHMÚ, 2010)



Obr. 41: Kvalita vody v tocích v parametru N-NO₃ v roce 2005 (zdroj: ČHMÚ, 2010)

Celkovou bilanci odběrů a vypouštění vod na území spravovaném Povodím Labe, s. p., a vývoj celkového vypouštěného znečištění popsaného základními ukazateli kvality vody z posledních let přináší tabulky 8 a 9.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
odběr podzemní vody	129,4	128,4	122,7	116,3	113,8	113,5	114,9
odběr povrchové vody	581,4	811,2	830,2	779,8	763,8	781,4	820,7
vypouštění odpadních vod	697,5	888,2	901,5	864,7	852,9	875,3	912,7

Tab. 8: Odběry a vypouštění vod v mil. m³ za rok v oblasti spravované Povodím Labe, s. p. (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2002 - 2008)

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
BSK ₅	4345	3282	2884	2446	2214	2122	2326
CHSK _{Cr}	19927	17460	16480	14917	15731	14625	13339
nerozpuštěné látky	5984	4949	4586	4003	3742	4788	4289
anorganický dusík	4044	4701	4566	4970	5038	5221	5199
celkový fosfor	477	443	391	316	297	265	261

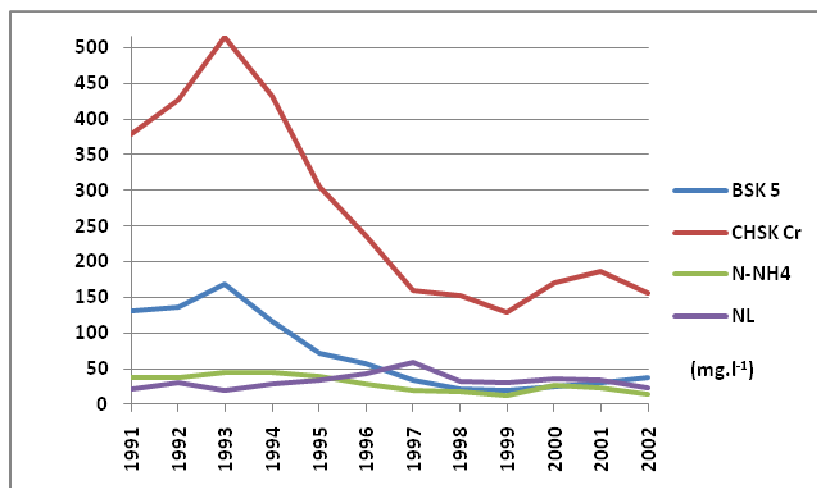
Tab. 9: Vypouštění produkovaného znečištění v t za rok v oblasti spravované Povodím Labe, s. p. (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2002 - 2008)

Podrobný vývoj vybraných parametrů vody a obsah zkoumaných kovů a arzenu v sedimentech na nejbližších profilech řeky Labe vzhledem ke zkoumaným fluviálními jezerům uvádějí kapitoly 9.3.5 a 9.4.6.

6.7.2 Významní znečišťovatelé úseku středního Labe

Synthesia, a. s., byla v Pardubicích - Semtíně založena původně jako továrna na výbušniny Explozia v roce 1920. V roce 1928 byla vybudována část produkující anorganické látky potřebné pro výrobu výbušnin s názvem Synthesia. V roce 1938 vznikl v místě závod na výrobu organických barviv a léčiv. Dále byla v Semtíně výroba rozšířena v roce 1942, kdy Explozia zakládá se Zbrojovkou Brno továrnu na výrobu plastických trhavin UMA. V roce 1958 byly chemické výroby sjednoceny do národního podniku VCHZ (Východočeské chemické závody) Synthesia Pardubice - Semtín. Po změně politického systému v České republice konečně vzniká v roce 1994 Synthesia, a. s. Po pěti letech fungování Synthesie ovšem došlo k několika fúzím, které měly za následek i změnu obchodní značky na ALIACHEM, a. s.. Od roku 2006 se však po zániku Aliachemu podnik vrací ke svému tradičnímu obchodnímu názvu Synthesia, a. s. V současnosti se zde vyrábí řada farmaceutických výrobků, organické polotovary, které tvoří hlavní část výroby Synthesie, pesticidy, deriváty nitrocelulózy používané v kovovýrobě, při zpracování dřeva, kůží a textilií, ale také ve zbrojním průmyslu, závod dále produkuje i rozpouštědla, anorganické kyseliny a soli, oxycelulózu využívanou biomedicínskými a technickými obory a dodává i řadu pigmentů a barviv.

V minulosti podnik vypouštěl do Labe odpadní vody obsahující řadu organických a anorganických látek, látky toxické, fenoly, oleje a barviva a byl tak jedním z největších průmyslových znečišťovatelů Labe. Změny v průměrných koncentracích vypouštěného znečištění po roce 1990 jsou znázorněny na obr. 42. Síranové a chloridové vody byly shromažďovány v nádrži Lhotka a řízeně vypouštěny do řeky za vyšších průtoků. Situace se výrazně zlepšila, když byly odpadní vody z podniku svedeny do vybudované ČOV, která je společná i pro kanalizaci města Pardubice. Od konce 90. let jsou již díky výstavbě další čistírny upravovány i vody z retenční nádrže Lhotka (*Synthesia, a. s.*, 2010). Údaje o množství vypouštěného znečištění v posledních letech uvádí tabulka 10.



Obr. 42: Vývoj průměrných koncentrací znečištění vypouštěného z kanálu A ze Synthesie, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV, T. G. M., 2010)

Vznik *Spolany, a. s.*, v Neratovicích sahá až do 19. století. První podnik zaměřený na výrobu oleje, stearinu, mýdla a svíček byl na území dnešního areálu založen V. B. Goldbergem již v roce 1898. V roce 1905 Gustav Šebor zahájil své podnikání v chemické provozovně na zpracování čistící plynárenské hmoty a čpavkové vody. V roce 1917 však prostory získala rakouská společnost, která zde začala vyrábět potraviny - marmeládu, kávové náhražky, sladkosti a další. Tato výroba zde fungovala do roku 1939, kdy společnost odkoupil Spolek pro chemickou a hutní výrobu a zahájil výstavbu chemického komplexu. V roce 1947 se zde začalo s výrobou viskóznové stříže. O tři roky později se stala továrna v Neratovicích národním podnikem (obr. 43), který byl postupně rozšířen o sekci elektrolýzy produkující chlor a hydroxid sodný a časem vznikly i další provozy na výrobu kostního klihu, tuku, celofánu a kyseliny chlorovodíkové.

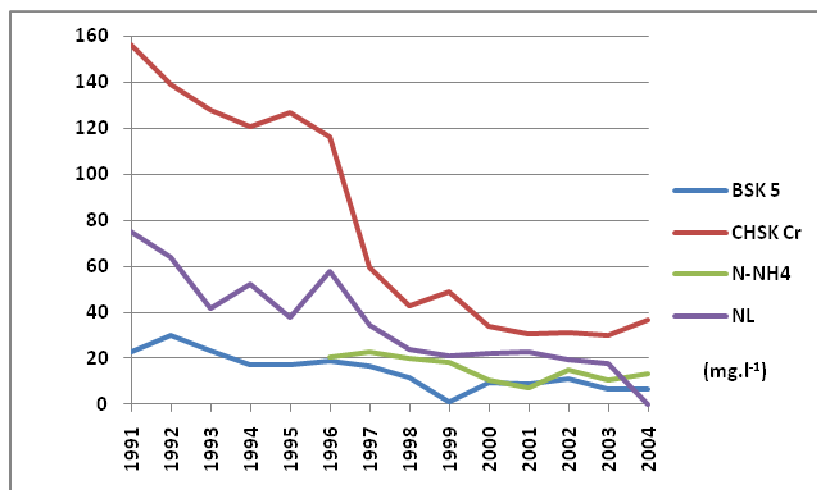
Koncem 60. let se začalo s výrobou kaprolaktamu a výroba byla rozšířena o produkci PVC a lineárních alfa olefinů. Dnes patří mezi hlavní výrobky polyvinylchlorid, kaprolaktam, hydroxid sodný, kyselina sírová a oleum a spolsan - průmyslové hnojivo na bázi síranu amonného (Spolana, a. s., 2010). Vzhledem k absenci odpovídajícího čištění odpadních vod před vypuštěním do řeky patřila dříve Spolana též k hlavním zdrojům průmyslového znečištění Labe.

Vývoj omezování koncentrací vypouštěného znečištění po roce 1990 znázorňuje obr. 44.



Obr.

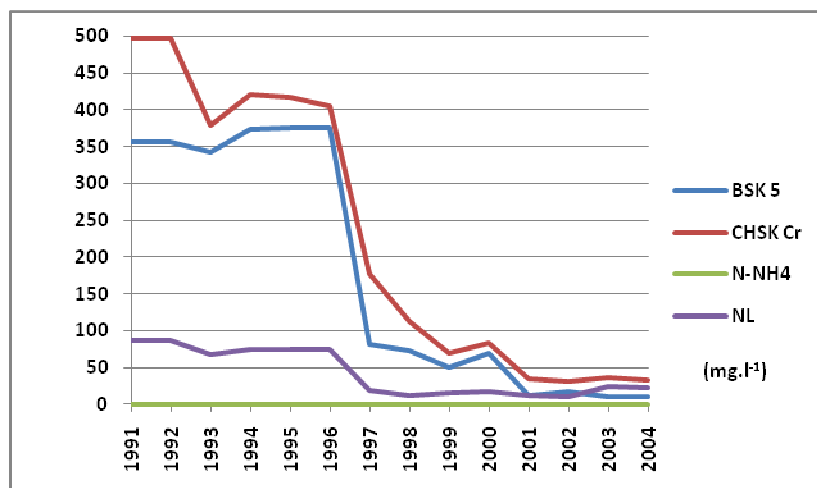
43: Areál Spolany, a. s., (Spolana, a. s., 2007)



Obr. 44: Vypouštěné koncentrace znečištění z ČOV Spolany, a. s., z kanálu 10 po roce 1990 (zdroj: VÚV, T. G. M., 2010)

V současnosti jsou odpadní vody z jednotlivých provozů nejprve předčišťovány. Na provozu elektrolýzy jsou např. separovány vody kontaminované rtutí a následně demerkurizovány, vody z výroby VCM (vinylchlorid monomer) a PVC jsou nejdříve čištěny stripováním vodní parou. Účinnost těchto technologií je monitorována před vstupem do centrálního kanalizačního systému, který odpadní vody odvádí na koncovou centrální mechanicko – biologickou čistírnu Spolany. Ta zajišťuje i čištění odpadních vod externích firem sídlících v areálu podniku a splaškových vod z města Neratovice. V areálu a jeho blízkém okolí bylo od 90. let zadáno několik sanačních prací s cílem odstranění starých zátěží. Podzemní vody zde byly totiž kontaminovány chlorovanými uhlovodíky, dioxiny, toluenem apod. (Spolana, a. s., 2009). Údaje o vypouštěném znečištění přináší tabulka 10.

Dnešním názvem **BIOFERM - lihovar Kolín, a. s.**, představoval do poloviny 90. let jeden z nejvýznamnějších zdrojů organického znečištění Labe. Jak uvádí obrázek 45, situaci se však podařilo vzhledem k zavedení moderních technologií a čištění vypouštěných odpadních vod rychle vyřešit. Původní podnik byl založen v roce 1856. V roce 1869 vzniká Společnost na výrobu lihu a drasla, a. s., slučující lihovar i lihočistírnu, která dosud fungovala odděleně. V roce 1871 se začalo v nové budově kromě lihu i s výrobou potaše, sody a chloridu a síranu draselného. Velkým problémem zůstávalo zužitkování cenných odpadů – melasových výpalků, které byly dříve spalovány. Proto byla roku 1906 založena **Draslovka Kolín** zpracovávající tento materiál. V roce 1945 z lihovaru vzniká národní podnik Kolínské lihovary a droždárny, který se v 50. letech stal součástí Spojených lihovarů, národního podniku Praha. Vzhledem k zastaralému zařízení byla výroba potaše v roce 1965 zastavena. V roce 1975 se stal závod součástí Středočeské Fruty Mochov. Následně byly provedeny nutné modernizace - nejrozsáhlejší v roce 1986, kdy bylo vyměněno kompletně technologické zařízení kvasírny a zavedeny měřicí a regulační prvky. V roce 1991 vzniká samostatný podnik Bioferm, lihovar a droždárna Kolín (Kronus, 1998).

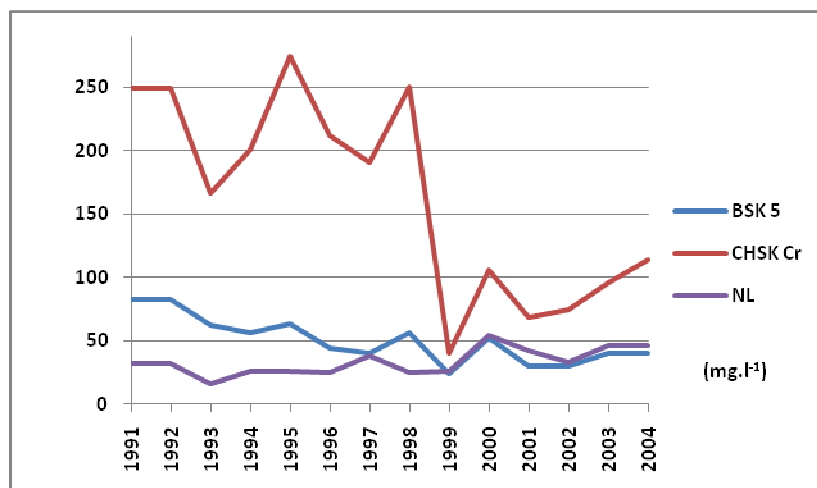


Obr. 45: Snížení koncentrací v odpadních vodách vypouštěných z podniku Bioferm – Lihovar Kolín, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)

Podnik *Lučební závody Draslovka Kolín, a. s.*, byl v roce 1906 založen jako Akciová společnost pro zpracování draselných louhů v Kolíně z důvodů využití melasových výpalků produkovaných v nedalekém lihovaru. Z nich se zde začal vyrábět kyanid sodný a draselný, ferrokyanidy sodný a draselný, síran amonný a řada dalších chemikálií. Během válečných let se výroba rozšířila i na kyselinu kyanovodíkovou, která byla pod označením Cyklon B využívána ke genocidním účelům. V roce 1944 byl při náletu závod zcela zničen. Po válce dochází k obnovení výroby a vzniká národní podnik Draslovka, který byl v roce 1963 přičleněn k VCHZ Synthesia v Pardubicích, kde spolu s Lučebními závody vytváří jeden celek: VCHZ Synthesia národní podnik Pardubice–Semtín – závod Kolín.

V roce 1984 se oba kolínské podniky stávají součástí Lachemy Brno. Se změnou politického systému vznikla na počátku 90. let nejprve akciová společnost sdružující Lučební i Draslovku, od roku 1994 však již fungují dnešní *Lučební závody Draslovka Kolín, a. s.*, samostatně. Těžiště jejich výroby spočívá v tradiční kyanidové chemii (Kronus, 1998). I tento podnik představoval poměrně významný zdroj bodového znečištění. Omezování množství vypouštěné kontaminace, jak je uvedeno na obrázku 46, však probíhalo velmi pomalu, výrazné změny nastaly až koncem 90. let. V současnosti fungují v Draslovce dvě vlastní čistírny odpadních vod. Splaškové vody jsou čištěny na biologické čistírně, průmyslové vody z výroby kyanidové chemie jsou detoxikovány na chemické čistírně, jejíž technologie byla modernizována zavedením chemicko-biologických detoxikačních procesů. Množství vypouštěného znečištění uvádí tabulka 10.

Vzhledem ke kontaminaci podzemních vod po bombardování v roce 1944 a následnému neekologickému hospodaření byla v 80. letech zřízena hydraulická clona zabraňující šíření znečištění v podloží. Od roku 1994 probíhají v podniku rozsáhlé sanační práce (Lučební závody Draslovka Kolín, a. s., 2010)



Obr. 46: Koncentrace vypouštěného znečištění z Lučebních závodů Draslovka Kolín, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)

Název místa	Vypuštěné množství BSK ₅ (t za rok)						
	2001	2001	2003	2004	2005	2006	2007
Synthesie Semtín + Pardubice BČOV	935,7	1085,9	531,0	428,0	304,7	256,5*	330,3*
Spolana Neratovice - ČOV	94,8	92,2	74,8	74,1	89,4	65,8	54,3
LZ Draslovka Kolín	30,8	30,3	26,9	25,4	28,4	38,3	35,3
Vypuštěné množství CHSK _{Cr} (t za rok)							
Synthesie Semtín + Pardubice BČOV	5 664,3	4 458,3	3 329,5	2 738,3	2 133,0	2 279,4*	3 142,9*
Spolana Neratovice - ČOV	321,2	256,1	337,4	413,4	424,5	461,6	415,9
LZ Draslovka Kolín	70,1	73,9	63,5	72,5	88,2	124,6	93,7
Vypuštěné množství N-NH ₄ (v t za rok)							
Synthesie Semtín + Pardubice BČOV	723,7	396,4	309,7	194,3	185,4	133,1*	94,0*
Spolana Neratovice - ČOV	74,8	125,2	118,4	148,3	131,8	184,9	158,9
LZ Draslovka Kolín	18,4	17,1	12,6	14,1	14,6	24,9	23,1
Vypuštěné množství celkového fosforu (v t za rok)							
Synthesie Semtín + Pardubice BČOV	100,1	66,1	36,6	36,4	27,0	35,6*	21,7*
Spolana Neratovice - ČOV						3,5	3,4
LZ Draslovka Kolín						3,5	1,4

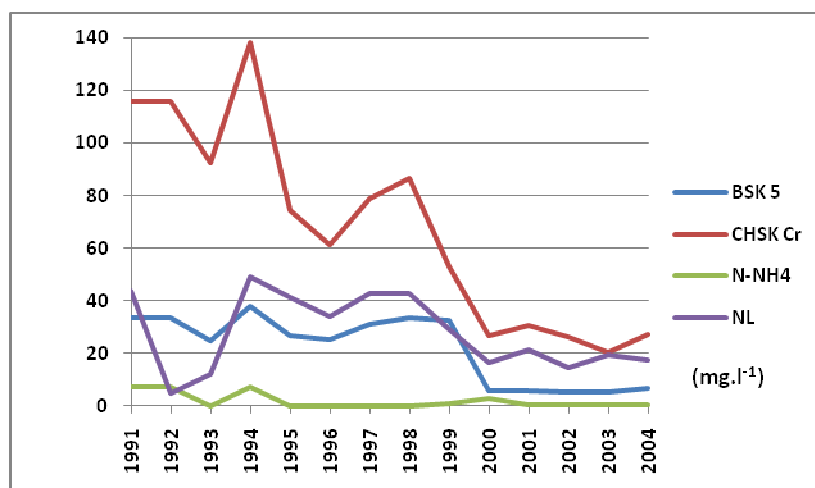
Tab. 10: Množství vypouštěného znečištění z vybraných průmyslových provozů středního Polabí (zdroj: Černá a kol., 2006; Ferbar, Skalická, 2007, 2008)

*/ Součet složek Synthesia Pardubice – Pohránský odpad + Synthesia Pardubice výusť A6 + Pardubice BČOV, od roku 2006 uváděno ve VHB zvlášť

Lučební závody založené v roce 1871 jako Akciová továrna na vyrábění umělých hnojiv a lučebnin v Kolíně produkovaly především superfosfát včetně kyseliny sírové potřebné k jeho výrobě. Později se začalo i s výrobou dusíkatých a draselných hnojiv, ale i zelenou a modrou skalicí používanou k moření obilí proti obilné sněti. Ačkoliv 1. světová válka znamenala značné omezení výroby, spektrum produktů se rozrostlo i o léčiva, která se zde vyráběla do roku 1943 (např. Acylpirin). Důležitým artiklem však byla během válečných let zejména dýmavá kyselina sírová. Po válce vzniká národní podnik Lučební Kolín, který je v roce 1958

přičleněn k VCHZ Synthesia v Pardubicích. Produkce se v těchto letech rozšiřuje o silikonové výrobky a plastické hmoty. V roce 1984 jsou Lučební závody spolu s Draslovkou přičleněny k Lachemě Brno. Tradiční výroba superfosfátu byla v těchto letech ukončena. Podobně jako v případě Draslovky vznikají v roce 1994 samostatné **Lučební závody Kolín, a. s.**, zaměřené na silikonovou chemii, výrobky pro stavebnictví, úpravu vody a zemědělství (Kronus, 1998). Vývoj koncentrací vypouštěného znečištění po roce 1990 přináší obr. 47.

V podniku Lučebních závodů Kolín v současnosti probíhají sanační práce odstraňující síranové a chlorbenzenové znečištění v podloží



Obr. 47: Vývoj koncentrací znečištění vypouštěného z Lučebních závodů Kolín, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010) NL = nerozpuštěné látky

7 Problematika kontaminace fluviálních sedimentů kovy a arzénem

Vzhledem k faktu, že podstatná část této práce je zaměřena na obsah vybraných kovů a arzenu v sedimentech zkoumaných fluviálních jezer, bude této problematice věnována v následujícím textu větší pozornost.

Fluviální sedimenty jsou nejčastěji tvořeny písčitém až štěrkovitým materiálem, který částečně odpovídá geologické stavbě daného úseku řeky, značný objem materiálu je ovšem přinášén z vyšších míst v povodí. Ve starých ramenech se ukládá i značné množství organické hmoty odpovídající celkovému oživení jezera, podstatný podíl tvoří také půdní částice splavované z okolí (Pachur, Röper, 1987). Vzhledem k tomu, že řada fluviálních jezer vznikla jako přirozeně či uměle oddělené meandry, na způsobu ukládání sedimentů se výraznou mírou podílelo proudění v řece (viz kap. 4). Struktura sedimentů starých ramen je ovšem významně ovlivňována řekou i později – za povodňových průtoků je často povrchová komunikace fluviálních jezer s řekou obnovena a dochází tak buď k odnosu materiálu vodním proudem, nebo naopak k zanášení depresí v nivě (viz kap. 5). Fluviální jezera jsou tak kromě přírodních vlivů vystavena i řadě antropogenních zásahů a ovlivnění, která jsou pak patrná právě v jejich sedimentárním záznamu (Förstner, 1989). Kromě kvantitativních změn (např. plošné odlesňování ve středověku vedlo k zvýšení eroze a tím i množství unášeného a následně ukládaného materiálu) vypovídá podrobná analýza i o kvalitativních změnách odrážejících řadu antropogenních aktivit prováděných v povodí (rozvoj průmyslu, dopravy, aplikace pesticidů apod.). Znečištění vytvářené lidskou činností je unášeno řekou jednak v rozpuštěné formě, ale též v suspenzi (řada škodlivin se právě na tuto jemnozrnnou frakci velmi ochotně váže) na poměrně značnou vzdálenost, kdy pak v místech poklesu rychlosti proudění vody sedimentuje. V říčních náplavech se tak může kumulovat značné množství kontaminantů. Ačkoliv se tyto látky mohou vyskytovat v nerozpustné fázi, může změnou pH, redoxního potenciálu (provzdušnění) nebo zvýšením koncentrací určitých látek ve vodě (CO₂, komplexotvorné látky) dojít k opětovnému uvolnění do vody, čímž se tyto látky stávají pro řadu vodních organismů biologicky výrazně dostupnější (Heling, et al., 1990).

Vzhledem k tomu, že v oblasti středního Polabí jsou požadové koncentrace těžkých kovů a As většinou poměrně nízké, jejich zvýšený obsah v sedimentu nivy, resp. ve fluviálních jezerech, indikuje antropogenní znečištění. Takové sedimenty pak v podstatě mohou představovat pro vodní ekosystém riziko jako sekundární zdroj znečištění.

7.1 Výskyt a vlastnosti kovů a arzenu

Mezi těžké kovy jsou řazeny takové kovové prvky, jejichž měrná hmotnost přesahuje 5000 kg.m⁻³, nebo se jejich soli srážejí sulfidem sodným za vzniku nerozpustných sulfidů (Pitter, 1999). Výraz „těžké kovy“ bývá často užíván jako synonymum pro kovy toxické, což ovšem není zcela přesné označení. Řada jedovatých kovů totiž nepatří mezi kovy těžké (Be, Fe, Mn). Ze stanovovaných prvků lze tedy jako těžké kovy označit Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn. Arzén je z důvodu svých vlastností řazen mezi polokovy. Většina z těchto elementů je

v malých množstvích esenciální pro většinu organismů, ve vyšších koncentracích ovšem způsobují akutní nebo chronické otravy (Bencko a kol. 1995).

Kromě přirozených koncentrací byl výskyt těchto prvků po staletí značně ovlivňován člověkem (těžba rud, zpracování a využití kovů ve starověku). Změna jejich přirozené distribuce v životním prostředí se výrazně zintenzivnila s rozvojem průmyslu (tab. 11) (MKOL, 1993).

Vzhledem k faktu, že se tyto prvky vyskytují podle fyzikálně-chemických podmínek ve vodě a sedimentu v mnoha formách (rozpuštěné ve formě jednoduchých iontů nebo komplexů s anorganickými a organickými ligandy; v pevné fázi jako sulfidy, fosforečnany, uhličitany nebo hydratované oxidy; adsorbované na jílové minerály, hydratované oxidy Fe a Mn nebo organickou hmotu apod.) a řada z nich je též značně inkorporována do biomasy (Hg, Cd, Pb), jejich celkovou koncentraci je pak nezbytné vyjádřit jako součet všech těchto složek (Pitter, 1999):

$$c(M_{\text{celk.}}) = c(M_{\text{rozp.}}) + c(M_{\text{nerozp.}}) = c(M_{\text{rozp.}}) + c(M_{\text{sraž.}}) + c(M_{\text{ads.}}) + c(M_{\text{biomas}})$$

M = kov

c = koncentrace

Prvek	Bodové zdroje	Plošné zdroje
Ag	výroba a zpracování filmů	
As	chemický průmysl	spalování uhlí
Cd	pokovování, skládky průmyslového odpadu, spalovny	superfosfát, spalování uhlí a mazutu
Cr	pokovování, koželužny	nátěry, doprava
Cu	pokovování, spalovny a skládky průmyslového odpadu	pesticidy, doprava
Fe	válcovny, drátovny, mořírny	spalování, doprava
Mn	zpracování rud, metalurgický průmysl	doprava, spalování
Ni	chemický průmysl, pokovování	spalování mazutu
Pb	spalovny a skládky tuhého odpadu, výroba smaltů, olovnatého skla akumulátorů	automobily, spalování uhlí
Zn	pokovování, výroba pigmentů, spalování tuhého odpadu, kovové konstrukce, skládky	nátěry, spalování uhlí

Tab. 11: Antropogenní zdroje těžkých kovů a As (zdroj: MKOL, 1993)

Z hlediska toxicity zaujímají prvenství Hg, Cd, Pb a As. Mezi další jedovaté kovy patří např. Ag, Se, Cr, Ni a Zn jsou toxické pouze pro vodní organizmy. Nebezpečnost těchto prvků spočívá především v jejich afinitě k aminoskupinám a thiolovým skupinám (bílkoviny), mohou reagovat s látkami tvořícími buněčnou membránu (Au, Cd, Cu, Hg, Pb), řada z nich má karcinogenní nebo teratogenní účinky (As, Cd, Cr^{VI}, Ni) (Pitter, 1999). Vzájemně se liší i toxicita forem jednotlivých kovů - více toxické jsou především jednoduché iontové formy kovů, méně toxicky pak působí anorganické a organické komplexy, což odpovídá i míře rychlosti transportu do buněk. Výrazně se liší i různé oxidační stupně, což je ve vodním prostředí vzhledem k možnému nástupu anaerobních podmínek zásadní (např. Cr^{VI} a As^{III} jsou toxicitější než Cr^{III} a As^V). Nejvyšších bioakumulačních indexů (podíl koncentrace prvku

v organismu a v okolním prostředí) je dosahováno v případě Hg, Pb, Se, Cu a Zn. Vzhledem k faktu, že se jedná o jevy ireverzibilní, hrozí šíření zatížení v rámci potravního řetězce (Pitter, 1999). Proces bioakumulace může být ovšem využit i pozitivně např. při odstraňování znečištění některými vyššími rostlinami.

Kromě mezních hodnot pro pitnou vodu jsou vzhledem k biologickému principu čištění odpadních vod zavedeny limity i pro vody odpadní jednotné a splaškové, nebo např. vody podzemní, kdy je vyžadováno již provedení určitých opatření nebo sanace (tab. 12).

Prvek	Pitná voda ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Typ limitu	Odpadní vody – jednotná a splašková kanalizace (mg.l^{-1})	Podzemní vody B ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Podzemní vody C ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
Ag	50	NMH	0,1		
As	10	NMH	0,1	50	100
Cd	5	NMH	0,01	5	20
Cr	50	NMH	Cr ^{III} 0,5; Cr ^{VI} 0,1	Cr ^{III} + Cr ^{VI} 150	Cr ^{III} + Cr ^{VI} 300
Cu	1000	NMH	0,1	200	500
Fe	200	MH			
Hg	1	NMH	0,05	2	5
Mn	50	MH			
Ni	20	NMH	0,1	100	200
Pb	10	NMH	0,1	100	200

Tab. 12: Mezní hodnoty vybraných parametrů pro pitnou vodu (zdroj: Vyhláška MZ ČR č. 252/2004 Sb.; Pitter, 1999) DH – doporučená hodnota; MH – mezní hodnota – hodnota organoleptického ukazatele jakosti pitné vody, jejích přirozených součástí nebo provozních parametrů, jejíž překročení obvykle nepředstavuje akutní zdravotní riziko, není – li uvedeno jinak, jedná se o horní hranici rozmezí přípustných hodnot; HNM – nejvyšší mezní hodnota – hodnota zdravotně závažného ukazatele jakosti pitné vody, v důsledku jejíhož překročení je vyloučeno použití vody jako pitné, neurčí-li orgán ochrany veřejného zdraví na základě zákona jinak; Podzemní vody B – překročení hodnot posuzováno jako znečištění vyžadující předběžné hodnocení rizik, zjištění zdroje a příčiny a rozhodnutí o dalším průzkumu či o zahájení monitoringu; Podzemní vody C – překročení vyžadující rozhodnutí o způsobu nápravného opatření

Podobně jako v případě zavedení limitních koncentrací ve vodách byly vytvořeny i určité mezní hodnoty těžkých kovů pro pevné složky prostředí (půda, kaly, odpady apod.), kterým se věnovalo hned několik předpisů. Z hlediska říčních sedimentů však hlavní obtíž představovalo jejich samotné zařazení a tedy i užití příslušné normy. Od počátku 90. let docházelo ke změnám zejména v tom, zda považovat říční sediment za odpad, či nikoliv (Hnaťuková, 2007). Ačkoliv novela zákona o odpadech 185/2001 Sb. již umožnila použití vytěžené zeminy, hlušiny a říčních sedimentů, které vyhovují stanoveným limitům, na zemědělský půdní fond, k zavázání podzemních prostor a úpravám terénu, nebyla vypracována podrobná vyhláška stanovující odpovídající mezní hodnoty. V praxi se proto využívá hodnot určených v dalších předpisech, např. ve vyhlášce MŽP 382/2001 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, nebo ve vyhlášce 13/1994 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu; cennou pomůckou při hodnocení říčních sedimentů je metodický pokyn MŽP z roku 1996 uvádějící kritéria znečištění zemin a podzemní vody, nicméně jeho význam byl metodickým pokynem MŽP 12/2005 pro analýzu rizik kontaminovaného území snížen. Srovnání hodnot podle vybraných předpisů uvádí tabulka 13.

	Metodický pokyn MŽP 8/1996, kritéria znečištění zemin a podzemní vody - kritérium A* (mg.kg ⁻¹)	Vyhláška MŽP 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu ** (mg.kg ⁻¹)	Vyhláška MŽP 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě *** - kal (mg.kg ⁻¹)
As	30	30	30
Cd	0,5	1	5
Cr	130	200	200
Cu	70	100	500
Hg	0,4	0,8	4
Ni	60	80	100
Pb	80	140	200
Zn	150	200	2500

Tab. 13: Limitní hodnoty vybraných prvků v zeminách a kalech (zdroj: MŽP, 1994, 1996, 2001)

* kritérium A posuzováno jako přirozený obsah

** rozklad proveden lučavkou královskou;

*** mezní hodnoty prvků v kalech aplikovatelných na půdu, rozklad proveden lučavkou královskou

7.2 Procesy stabilizace a uvolňování kovů a arzenu

Za standardních fyzikálně chemických podmínek ve vodním prostředí dochází spíše k posunu rozpuštěných fází toxických kovů do fází pevných s následnou akumulací v sedimentech (Holz, Pachur, 1992). Z tohoto důvodu vypovídají sedimenty v podstatě o celkovém zatížení lokality mnohem více, než např. koncentrace kovových toxinů rozpuštěných ve vodě. Vazby kovů v sedimentech ovšem mají rozdílný charakter i stabilitu. Nejlabilnější formou je vazba prvků v iontově výměnných centrech pevné fáze, která vznikla např. izomorfní substitucí atomů ve struktuře minerálů (např. náhrada Al za Si v tetraedrech, nebo Fe a Mn za Al v oktaedrech), během drcení minerálů, kdy vznikají sekundární poruchy krystalové mřížky, nebo při difúzi některých atomů ze struktury minerálu v důsledku změny okolního pH. Prvky uvolňované během iontové výměny jsou pro životní prostředí v podstatě nejnebezpečnější (Cd, Cu, Zn). Těžké kovy mohou být dále vázány v karbonátech (Cd, Zn, Pb, Mn), nebo na hydratovaných oxidech Mn a Fe, a to jako produkt srážecích reakcí, tak i adsorpčních procesů. Oxyhydroxidy manganu jsou stabilní pouze v silně oxidačním, neutrálním až bazickém prostředí, proto se těžké kovy na ně vázané mohou uvolňovat již velmi brzy po nástupu anoxických podmínek. Naopak hydratované oxidy železa jsou ve vodách stabilní za všech přirozených podmínek s výjimkou velmi kyselého nebo redukčního prostředí, proto k uvolnění na ně fixovaných toxických kovů dochází až při dlouhodobém pohřbení sedimentu (Borovec a kol., 2000). Vazba těžkých kovů na organické látky je dána tvorbou komplexů, kdy jejich vznik značně ovlivňuje přítomnost karboxylových nebo fenolových skupin, nebo skupin obsahujících síru. Uplatňují se zde polyfunkční a polyelektrické vlastnosti organických látek, obsah kovů takto vázaných je ovšem značně ovlivňován přítomností kyslíku (aerobní, anaerobní podmínky). Nejstabilnější vazbu toxických kovů v sedimentu představuje jejich inkorporace do konsolidované organické hmoty, sulfidů, oxidů a dalších krystalických mřížek minerálů (Co, Cr, Ni). Tato frakce je v podstatě pro biotu nedostupná (Borovec a kol., 2000), proto nepředstavuje téměř žádné riziko. Procentuální zastoupení jednotlivých kovů ve výše

zmíněných složkách dnového sedimentu odebraného v Labi v letech 1992 - 1994 uvádí tabulka 14. Z hlediska zrnitosti sedimentů obsahuje nejjemnější frakce nejvyšší obsahy kovů, což je dáno výrazně větším povrchem drobných částic poskytujících řadu vazebných míst.

Mezi hlavní imobilizační procesy patří (Pitter, 1999):

- *srážení* – Při vyšším pH je většina kovů srážena (precipitována) za vzniku pevných hydratovaných oxidů, uhličitanů a sulfidů; fosforečnany kovů se srážejí naopak spíše v kyselém prostředí.
Kovy jsou sráženy např. i během vzniku pevného karbonátu (koprecipitace).
Reakce závisí kromě pH na redoxním potenciálu, parciálním tlaku CO₂, iontové síle vody a produktu rozpustnosti dotčených složek.
- *oxidace* - Vyšší oxidační stupně většiny kovů snáze hydrolyzují a vylučují pak méně rozpustné sloučeniny i ve slabě kyselém prostředí.
- *adsorpce na tuhé fázi* – Kovy jsou značně akumulovány v sedimentech (např. na jílových minerálech, hydratovaných oxidech Fe a Mn, nebo na organické hmotě).
- *inkorporace do biomasy* - Adsorpce kovů dominuje nad aktivním transportem do buňky.

Naopak hlavními remobilizačními procesy jsou (Pitter, 1999; Mrňa, 1991):

- *rozpouštění* - Stabilní pevné sloučeniny kovů jsou rozpouštěny při poklesu pH, změně redoxních podmínek, nebo účinkem přírodních i syntetických rozpouštědel (např. NTA - nitrilotrioctová kyselina obsažená v pracích prášcích).
- *redukce* – Málo rozpustné sloučeniny kovů jsou v redukované formě rozpustnější než obdobné sloučeniny ve formě oxidované.
Síraný redukované na sulfidy za anaerobních podmínek ovšem kovy imobilizují.
- *komplexace* - Přírodní nebo antropogenní anorganické i organické komplexotvorné látky zabraňují vylučování málo rozpustných sloučenin (hydroxokomplexy, karbonatkomplexy huminové kyseliny, aminokyseliny, bakteriální extracelulární polymery).
Stabilita komplexů závisí na komplexotvorném kationtu (např. komplexy s Pb²⁺ jsou stabilnější než komplexy s Cd²⁺) a na pH (s rostoucím pH stoupá stabilita).
Velmi stabilní komplexy jsou při vyšším pH tvořeny kyanidy, amoniakem a kyselinami EDTA a NTA (prací prášky).
- *desorpce* - Kovy sorbované na málo rozpustné látky jsou uvolňovány při poklesu pH, změně redoxního potenciálu apod.
K desorpci dochází po redukcí hydratovaných oxidů Fe a Mn, nebo při poklesu pH vlivem náhlého provzdušnění (produkce kyselin a H⁺).
- *zvýšení obsahu určitých látek ve vodě* - Vyšší obsah solí vede k neúspěšné kompetici kovů o vazebná místa a k jejich následnému uvolnění.
K rozpouštění vazeb dochází vlivem kontaminace antropogenními látkami vyvolávajícími změny pH, redoxního potenciálu, apod.

- *uvolňování z odumřelé biomasy* – Kovy jsou uvolňovány během rozkladných procesů.

Složky sedimentu	Zastoupení vybraných prvků
výměnná frakce	Cd, Cu, Zn
karbonáty	Cd, Zn, Pb, Mn
Mn-oxidy	Ag, Pb, As, Mn
Fe-oxidy	As, Cr, Cu, Ni
organické látky	Co, Cr, Ni
reziduum	Co, Cr, Ni

Tab. 14: Rozdělení prvků mezi jednotlivé složky sedimentu v zrnitostní frakci < 63μm dnového sedimentu řeky Labe (zdroj: Borovec a kol., 2000) (analýza provedena pro Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn)

7.2.1 Sorpční procesy

Z hlediska rychlosti a rozměru změn na rozhraní voda – sediment jsou velmi významné procesy sorpční. Výrazně ovlivňují podíl rozpuštěné formy kovu ve vodě, ale i řadu abiotických pochodů, neboť např. hydrolýza, redoxní reakce nebo reakce fotochemické probíhají v adsorbovaných látkách rychleji (Mrňa, 1991). Z toho důvodu bude tomuto procesu věnována větší pozornost.

Podle typu adsorpce je možno rozlišovat fyzikální adsorpci, která je nespecifická, má poměrně velkou kapacitu a je založena na působení van der Waalsových sil, a chemisorpci, která je naopak specifická, poskytuje nižší sorpční kapacitu a je tvořena elektronovými vazbami. Elektrostatická adsorpce vzniká na základě Coulombovských sil (Pitter, 1999).

V přírodních vodách vykazují značnou sorpční kapacitu především látky rozptýlené ve vodním sloupci a fluvialní sedimenty obsahující hydratované oxidy Fe, Al, Si, Mn a hlinitokřemičitany. Sorpce je dále uplatňována i na málo rozpustných solích kyselin (CaCO₃, BaSO₄, sulfidy) a na organických látkách (detritus) (Mrňa, 1991). Hydratované oxidy Fe a Mn a organické látky tvoří často i povlaky na sedimentu; sorpčních procesů se mohou účastnit i živé organismy (plankton, ryby, makrofyta).

Účinnost adsorpce závisí na řadě faktorů, především ale na pH vody, které v podstatě určuje jak povrchový náboj absorbentu, tak i speciaci adsorbované látky (iontová, molekulová forma, typ komplexu apod.). Zásadní je i velikost náboje a hydratační poloměr kovového iontu. Kationty s vyšším nábojovým číslem a menším hydratačním poloměrem se sorbují lépe a k adsorpci pak dochází i v prostředí s nižším pH. Naopak kovy tvořící anionty (např. CrO₄²⁻) se sorbují lépe v prostředí kyselém. Aniontová sorpce je též v porovnání se sorpcí kationtů více selektivní, což potvrzuje pokles koncentrace amoniakálního dusíku, fosforečnanů nebo vápníku v půdní vodě ve srovnání s minimálním zadržením dusičnanů, dusitanů a chloridů (Pitter, 1999).

Sorpce na hydratovaných oxidech - Velmi účinné sorbenty v sedimentech představují hydratované oxidy Fe a Mn (FeO(OH), MnO₂.H₂O), které se vyskytují v amorfní i krystalické formě. Pro vysvětlení sorpčních mechanismů na těchto látkách lze použít hned několik modelů - model povrchové výměny iontů nebo model povrchových komplexů. Během iontové výměny zde dochází buď k výměně kationtu za proton (H⁺) hydroxidové skupiny,

nebo k výměně aniontu za hydroxidovou skupinu (OH^-) hydratovaného oxidu. Aniont může být ovšem vázán i jako proti-iont (Pitter, 1999) po přijetí H^+ hydroxidovou skupinou hydratovaného oxidu v kyselém prostředí. Při tvorbě povrchových komplexů je opět aktivní OH^- skupina, která reaguje s jednoduchými ionty. Podle pH, pak dochází buď k výměně kationtů nebo aniontů, nicméně vzhledem k faktu, že všechny OH^- skupiny nejsou z hlediska adsorpce rovnocenné, může docházet k těmto výměnám v rámci jednoho adsorbentu současně. Sorpce na hydratovaných oxidech Fe^{III} a $\text{Mn}^{\text{III-IV}}$ je podstatně účinnější než v případě hydratovaných oxidů Fe^{II} a Mn^{II} , proto dochází za anaerobních podmínek k desorpci vázaných kovů (Nowack, et al., 2000).

Sorpce na hlinitokřemičitanech - Z hlediska sorpce mají zásadní význam i jílové minerály vznikající zvětráváním křemičitanových hornin (např. z živce vzniká illit, následně montmorillonit, kaolinit a hydrargillit). Tyto látky mají koloidní charakter a vzhledem k jejich vrstevnaté struktuře disponují značnou sorpční kapacitou. Procesu se opět účastní jejich hydroxidová skupina, která za běžných hodnot pH v přírodních vodách funguje převážně jako měnič kationtů, neboť náboj jílových minerálů je za těchto podmínek záporný. Hlinitokřemičitany s trojrozměrnou strukturou (zeolity) mají vzhledem k obsahu hydratační vody adsorpční kapacitu ještě vyšší, proto se používají jako iontoměniče přírodního původu (odstraňování toxických kovů, nebo amoniakálního dusíku z odpadních vod) (Pitter, 1999).

Sorpce organickou hmotou - Organické látky tvoří kromě přítomnosti ve vodě a sedimentu často i povlaky pevných substrátů. Mohou se tak vyskytovat na výše zmíněných hlinitokřemičitanech nebo i dalších látkách. Na sorpčních procesech se podílejí především jejich disociované karboxylové skupiny (COOH^-) a skupiny OH^- . Velmi účinné jsou v tomto směru huminové sloučeniny poskytující řadu vazebných pozic (Pitter, 1999). Sorpci je možno považovat za selektivní, neboť nejprve jsou obsazena místa, ve kterých bude daný kov vázán nejpevněji. Pro bivalentní ionty kovů tak účinnost procesu stoupá od Ni, Zn, Pb, Cu až po Hg (Hnařuková 2007).

7.3 Způsoby stanovení kovů a arzenu v sedimentech

Toxické kovy jsou v sedimentech fixovány různým způsobem. Stabilita těchto vazeb se ovšem v souvislosti se změnou okolních fyzikálně-chemických podmínek značně liší. V některých případech může dojít k remobilizaci kovu poměrně snadno, což může mít velmi negativní účinek na vodní ekosystém (Förstner, 1986). K takovému uvolnění dochází změnou pH nebo redoxního potenciálu např. vlivem kontaminace odpadními vodami, nebo oxidací za specifické hydrologické situace, kdy je sediment resuspendován a dostává se do zóny provzdušnění, nebo přítomností některých látek ve vodě (ropné látky, rozpouštědla) apod. (Allard, Hakansson, Karlson, 1986). Při výzkumu labských sedimentů bylo např. zjištěno, že kovy vázané v anoxické zóně na sulfidech a organické hmotě (Cd, Cu, Pb, Zn) jsou fixovány mnohem pevněji v porovnání s vazbami kovů v zóně aerobní (vazby na výměnných centrech, na karbonátech, případně hydratovaných oxidech Fe a Mn) (Borovec, 2000).

Z odlišné stability vazby toxického kovu v sedimentu pak ovšem vyplývá i jeho rozdílná biologická dostupnost a rizikovost pro živé organizmy.

K tomuto účelu bylo vyvinuto několik postupů rozkladu sedimentů, kterými je možno typy vazeb toxických kovů odlišit a stanovit tak i množství kovu určitou vazbou fixované (Salbu, 1986). Činidla pro tyto analýzy tvoří nejčastěji různě silné směsi kyselin, kdy pak rozklad probíhá za zvýšené teploty na horké plotně nebo přesně stanoveným postupem v mikrovlnné peci (Jelínek, 2008).

Velmi podrobnou analýzu zjišťující různé formy vazeb kovu v sedimentu představuje sekvenční extrakce, kdy jsou postupně aplikována stále silnější činidla. Tuto metodu zavedl A. Tessier et al. (1979), kdy podle agresivity rozpouštědla byla v pěti krocích oddělena frakce prvků vázaných na iontově výměnných centrech, na karbonátech, na hydratovaných oxidech Fe a Mn, na organických látkách a sulfidech a v reziduu (tab. 15). V následujících letech byla metoda mnohými autory modifikována (Borovec, 2000). Třístupňová sekvenční extrakce byla představena Bureau Community of Reference (tzv. BCR sekvenční extrakce, (Rauret et al., 1999), kdy v prvním kroku se za použití kyseliny octové uvolňují kovy vázané v lehce eluovatelné frakci, následuje loužení hydrazinchloridem uvolňující kovy vázané na hydratované oxidy Fe a Mn, peroxid vodíku a octan amonný pak uvolňují kovy fixované na organické hmotě a sulfidech (Jelínek, 2008).

Princip sekvenční extrakce je následující (Krause et al., 1995). Při uvolnění kovů z výměnných míst v pevné fázi dochází k jejich záměně za ionty extrakčního činidla, kdy nedochází ke vzniku ani zániku kovalentních chemických vazeb. Tato frakce je v podstatě nejvíce nebezpečná pro biotu, neboť uvolnění kovu může nastat i samovolně za přirozených podmínek (neutrální pH) pouze přítomností určitých látek ve vodě. Jako extrakční činidlo se používá např. CaCl_2 , nebo $\text{CH}_3\text{COONH}_4$. V dalším kroku dochází k uvolnění kovů především z karbonátů, kde jsou koprecipitovány a k desorpci z povrchu dalších pevných látek. Podle BCR analýzy jsou tyto dva kroky spojeny a představují tzv. lehce eluovatelnou frakci. Kovy takto vázané jsou stále biologicky velmi dostupné. K extrakci bývá používána např. kyselina octová za pH 5. Další frakci tvoří kovy navázané na hydratované oxidy Fe a Mn v redukovatelné formě. Při prvním poklesu redoxního potenciálu dochází nejprve k redukci a uvolnění kovů vázaných na hydratované oxidy Mn, Fe je redukováno až při dalším snížení Eh ve velmi kyselém prostředí. Pro společné určení těchto složek se používá např. hydroxylamin hydrochlorid ($\text{HN}_2\text{OH.HCl}$) nebo kyselina oxalová. Oxidovatelnou frakci sedimentů představují sulfidy a organická hmota (humínové látky, aminokyseliny, tuky apod.). Při tomto rozkladu dochází jednak k degradaci organických látek, současně se však oxidují i sulfidy za vzniku síranů, což způsobuje další uvolnění kovů. Pro zjištění obsahu kovů takto vázaných se používá nejčastěji H_2O_2 v roztoku kyseliny dusičné s následnou extrakcí octanem amonným. Reziduální frakci představuje konsolidovaná organická hmota, oxidy, silikáty a nesilikátové minerály. Těžké kovy vázané v těchto látkách nejsou potenciálně nebezpečné, neboť za

běžných podmínek nemůže k rozkladu dojít. Porovnání sekvenční extrakce podle A. Tessiera (1979) a Z. Borovce (2000) znázorňuje tabulka 15.

Extrakční krok	Extrahované složky	Extrakční činidlo podle A. Tessiera a kol. (1979)	Extrakční činidlo podle Z. Borovce (2000)
1	prvky vázané na iontově výměnná centra	1 mol.l ⁻¹ MgCl ₂ při pH 7	1 mol.l ⁻¹ CH ₃ COONH ₄ při pH 8,3
2	prvky vázané na karbonáty	1 mol.l ⁻¹ CH ₃ COONa + CH ₃ COOH při pH 5	1 mol.l ⁻¹ CH ₃ COONH ₄ při pH 4,8 (CH ₃ COONH ₄)
3	prvky vázané na amorfních hydratovaných oxidech Mn	0,04 mol.l ⁻¹ HN ₂ OH.HCl v 25% CH ₃ COOH	1 mol.l ⁻¹ HN ₂ OH.HCl při pH 2 (CH ₃ COONH ₄)
4	prvky vázané na amorfních hydratovaných oxidech Fe		0,1 mol.l ⁻¹ oxalátový tlumič při pH 3
5	prvky vázané na organické látky a sulfidy	30% H ₂ O ₂ + HNO ₃ při pH 2 (CH ₃ COONH ₄)	30% H ₂ O ₂ při pH 2 (0,02 mol.l ⁻¹ HNO ₃)
6	prvky vázané v reziduu	směs HF + HClO ₄ (2:1) (uvolnění prvků ze silikátů)	koncentrovaná HNO ₃ (uvolnění z konsolidované org. hmoty, oxidů, sulfidů atd.)

Tab. 15: Různé typy sekvenčních extrakcí (zdroj: Borovec, 2000)

Tzv. pseudototální rozklad sedimentu, kterým se zjišťuje biologicky dostupné množství toxického kovu v sedimentu je prováděn směsí kyseliny dusičné a chlorovodíkové a byl použit při zpracování vzorků v rámci tohoto výzkumu práci. Detailní popis metody je uveden v kapitole 9.4.1.

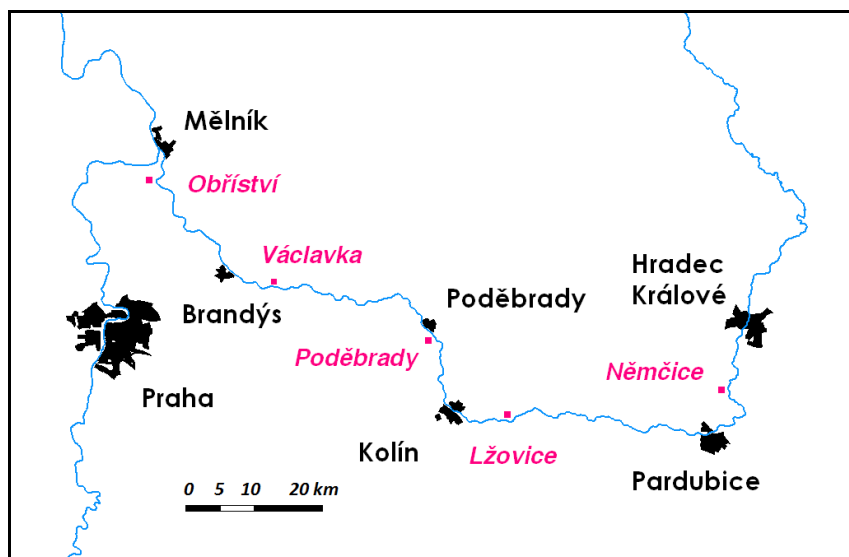
Ke stanovení absolutního množství kovu v sedimentu je možno použít metodu totálního rozkladu, kdy účinkem kyseliny fluorovodíkové v kombinaci s kyselinou dusičnou a chloristou dochází k rozkladu reziduální složky včetně krystalických mřížek silikátů jako vůbec nejodolnější formy, ve které mohou být těžké kovy fixovány. (Brown, 1974).

Získané výluhy jsou pak analyzovány spektrálně např. metodou AAS (Atomová absorpční spektrometrie), která byla použita při stanovení koncentrací těžkých kovů a arzenu během tohoto výzkumu (viz kapitola 9.4.1), nebo metodami ICP-MS (Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plasmou) a ICP-OES (Optická emisní spektrometrie s indukčně vázanou plasmou). Tyto postupy umožňují detekci prvků v koncentracích v řádu ppm až ppb (Jelínek, 2008).

8 Zájmové lokality

Všechna zkoumaná jezera se nacházejí v oblasti mezi Hradcem Králové a soutokem Labe s Vltavou (obr. 48). Aby bylo možné posoudit míru ovlivnění středolabské nivy, byla stará ramena zvolena tak, aby se vzájemně lišila v několika základních parametrech: dobou svého vzniku – tedy oddělením od hlavního koryta Labe, intenzitou své komunikace s řekou, antropogenním ovlivněním způsobeným jak využitím přilehlých pozemků, tak blízkostí bodových zdrojů znečištění (viz kap. 6.7), ale i svou rozlohou a hloubkovými poměry. Tyto charakteristiky včetně popisu geologických a pedologických podmínek, geomorfologického zařazení, změn ve využití okolních pozemků a uvedení možných způsobů antropogenní kontaminace jsou popsány v následujících podkapitolách.

Z hlediska klimatických poměrů se jezera Poděbrady, Václavka a Obříství nacházejí v oblasti s roční průměrnou teplotou přesahující 10°C, resp. 9°C v případě lokalit Němčice a Lžovice. Průměrný úhrn srážek se v Němčicích a Lžovicích pohybuje mezi 600 – 650 mm, jezero Poděbrady spadá do oblasti s 550 – 600 mm srážek za rok a konečně stará ramena Václavka a Obříství se nacházejí v místech se srážkovým úhrnem od 500 do 550 mm (Tolasz a kol., 2007).



Obr. 48: Umístění zkoumaných starých ramen v rámci středního Polabí

Podle E. Quitta (1971) je možné zájmové území zařadit do kategorie W2 patřící do skupiny teplých oblastí. Podle Atlasu podnebí ČSR (Průša a kol., 1958) spadají zkoumané lokality s výjimkou jezera Němčice do teplé oblasti A2, která je popsána jako teplá, suchá, s mírnou zimou a kratším slunečním svitem, kdy lednové teploty přesahují -3°C a sluneční svit ve vegetačním období naopak nedosahuje 1500 hodin. Lokalita Němčice pak patří do oblasti mírně teplé, suché, s mírnou zimou, kdy teploty v lednu opět přesahují -3°C (Průša a kol. 1958). Umístění zkoumaných jezer, místní změny ve vývoji toku Labe, geologická, pedologická, geomorfologická charakteristika a podrobný popis vybraných lokalit včetně změn ve využití okolních pozemků jsou uvedeny v následujících kapitolách.

8.1 Němčice

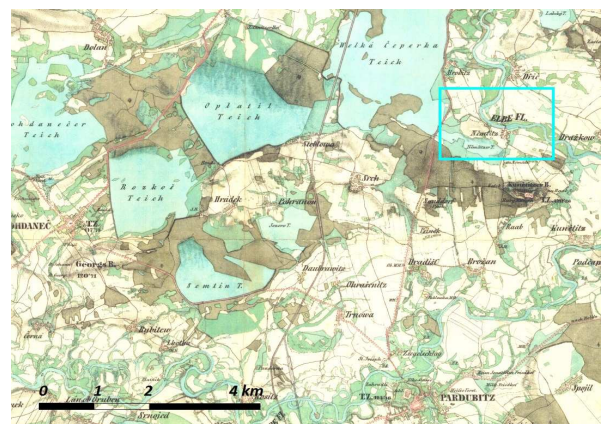
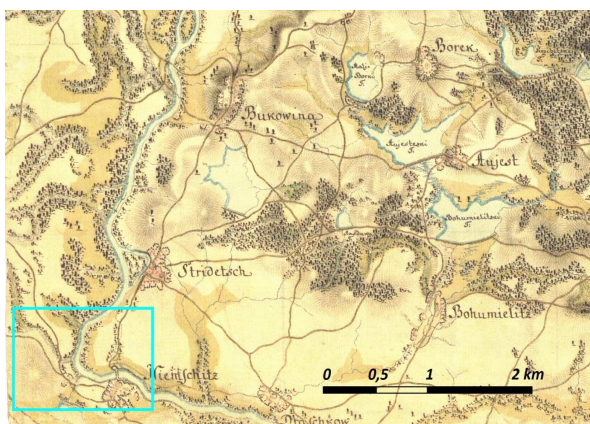
Podle nové evropské administrativní kilometráže platné od 1. 10. 2009 (ústí Labe do moře = 0 km) se zkoumané staré rameno nachází na levém břehu Labe mezi 979,3 a 978,7 říčním km, přibližně 5 km severně od Pardubic. Předpokládaný střed jezera je možno lokalizovat na $50^{\circ} 5' 44,082''$ s. š. a $15^{\circ} 47' 59,719''$ v. d.

K oddělení meandru došlo až ve 20. letech 20. století během regulace Labe, kdy byl u východní části jezera vybudován most. Vývoj toku řeky v této oblasti přibližují mapy z prvního a druhého vojenského mapování (obr. 49 a 50). Jak je patrné zejména z mapy II. vojenského mapování, v oblasti existovala řada rybníků, které byly zakládány již ve středověku, nicméně po josefínských pozemkových reformách byla většina zavezena. Již oddělený labský meandr je patrný z leteckého snímkování v roce 1954 (obr. 51), současný stav v lokalitě přináší obr. 52.

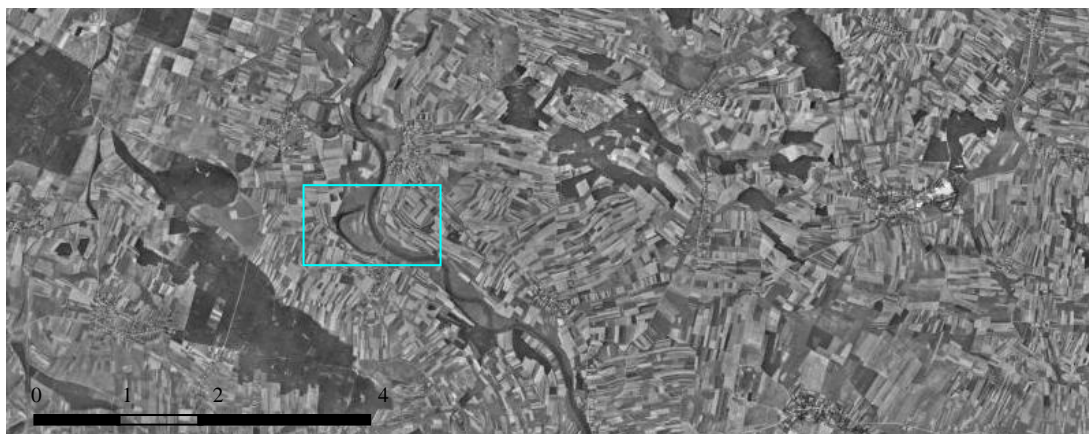
Podloží lokality tvoří fluviální hlinité až hlinitopísčité holocénní sedimenty, jihozápadně se vyskytují deluviofluviální hlinitopísčité až hlinitokamenité sedimenty. V blízkosti lokality se nacházejí též naváté písky z období pleistocénu. Z hlediska zastoupení půd jsou v okolí starého ramene zejména nivní a hnědé půdy, arenosoli a podzol. Geologická a pedologická charakteristika je uvedena v příloze 13.1.

Z geomorfologického hlediska se lokalita nachází na území subprovincie České tabule, oblasti Východočeská tabule, v celku Východolabské tabule, podcelku Pardubické kotliny, v okrsku Kunětické kotliny a podokrsku Sezemické kotliny (označení: VIC1C2b (Balatka, Kalvoda 2006). Jedná se o erozní sníženinu v povodí Labe na slínovcích a jílovcích svrchního turonu a koniaků s pleistocénními říčními štěrky a písky a s mladopleistocénní říční terasou východně od Kunětické hory (Demek, 1987B).

Dnešní staré rameno je od řeky odděleno několikametrovou silnou hrází, která je při vysokých vodních stavech přelévána. Ve východní části jezera byl vybudován kanál spojující starý meandr s Labem, který je dnes však již zcela zanesen sedimenty. Komunikace jezera s řekou je tak v současnosti poměrně omezena.



Obr. 49: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768 Obr. 50: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852
(obě mapy zdroj:<http://oldmaps.geolob.cz>)



Obr. 51: Letecké snímkování z roku 1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)



Obr. 52: Letecké snímkování z roku 2008 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)

V okolí jezera se již původní lužní lesy nezachovaly, strmé břehy jsou lemovány úzkým pásem křovinné vegetace s občasným výskytem stromů. Na pobřežní porost přiléhají od západu pole, vnitřní část meandru je částečně zatravněna. Při severním okraji jezera leží zahrádkářská kolonie, na jižní břehy vybíhá zástavba obce Němčice. V těchto místech je patrné, že zde byla snaha staré rameno zavážet, a to bohužel nejen zeminou a biologickým odpadem ze zahrad.

Vývoj využití území v 3 km okruhu kolem zkoumaného meandru uvádí tabulka 16. K zásadní změně došlo po II. světové válce, kdy výrazně vzrostl podíl orné půdy, ploch využitých pro trvalé kultury a procento zastavěné plochy. Naopak podle údajů z roku 1948 výrazně poklesl podíl luk, pastvin, ale i lesů a vodních ploch. Tato situace se změnila v 90. letech, kdy se podíl orné půdy, trvalých kultur, ale i pastvin snížil. Naopak došlo ke zvýšení procentuálního zastoupení luk, lesních a vodních ploch a ploch zastavěných; několikanásobně vzrostl i podíl ploch ostatních. V posledních letech trvá trend poklesu podílu rozlohy orné půdy, mírně se snížilo i zastoupení luk, pastvin a lesních porostů, což je kompenzováno nárůstem podílu trvalých kultur, vodních ploch, ploch zastavěných a ostatních. V blízkosti jezera Němčice jsou tedy pozemky z více jak 50 % využity na ornou půdu, přes 12 % sledovaného území pokrývá les a podíl 10 % překračují plochy ostatní. Změny ve využití pozemků v širším 5 km okruhu kolem jezera přináší tabulka 17.

okruh 3 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	55,41	1,54	10,24	12,27	12,54	4,05	0,72	3,23	100,00
1948	68,78	3,86	7,78	2,34	10,73	2,12	1,35	3,03	100,00
1990	51,41	3,16	8,91	0,44	12,31	3,87	1,57	10,45	100,00
2000	51,20	3,50	8,73	0,33	12,19	3,99	1,61	10,59	100,00

Tab. 16: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Němčice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 3 od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

okruh 5 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	40,36	0,90	10,44	9,39	17,85	18,47	0,49	2,10	100,00
1948	63,27	2,22	6,77	2,02	18,99	3,05	1,04	2,65	100,00
1990	48,00	3,01	7,98	0,56	21,63	3,94	1,48	13,39	100,00
2000	47,95	3,19	7,30	0,42	21,17	3,94	1,62	14,42	100,00

Tab. 17: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Němčice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 5 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

Zdrojem znečištění jezera může být přilehlá zemědělská půda (použití hnojiv, pesticidů apod.), na které v současnosti intenzivně hospodaří společnost ZEAS, a. s. Ke kontaminaci starého ramene pravděpodobně došlo i během občasných skladování hnoje v bezprostřední blízkosti jezera (Mrázová, 2007). Určitou zátěž může představovat i nevhodné hospodaření v zahrádkářské kolonii, která lemuje severní břeh. Vzhledem k faktu, že obec Němčice nebyla dosud vybavena kanalizací, voda jezera mohla být kontaminována i splašky. V budoucích letech je plánováno napojení obce na tlakovou kanalizaci s připojením na ČOV v Pardubicích, dosud byly však odpadní vody v obci řešeny septiky a žumpami. Jisté riziko znečištění starého ramene představuje i materiál zavážený do jezera a autoopravna umístěná v budovách v bezprostřední blízkosti starého ramene. Vzhledem k poloze jezera nad pardubickou průmyslovou aglomerací (obr. 48), která především v minulosti byla jedním z největších producentů znečištění Labe (viz kap. 7.6), bylo toto jezero zvoleno jako srovnávací lokalita, která nebyla touto antropogenní kontaminací zasažena. V současnosti je ovšem toto staré rameno masivně eutrofizováno, během vegetačního období zde byl opakovaně pozorován rozvoj okřehku, který pokryl v poměrně silné vrstvě značnou část hladiny (obr. 53). Staré labské rameno přestalo být z těchto důvodů i rybářsky využíváno, ačkoliv je stále vedeno v ČRS MO Pardubice (Mrázová, 2007). V budoucnu je plánováno odstranění sedimentů.



Obr. 53: Pohled na hladinu jezera Němčice pokrytou okřehkem (16.8.2006) (foto D. Chalupová)

8.2 Lžovice

Podle nové evropské administrativní kilometráže platné od 1. 10. 2009 (ústí Labe do moře = 0 km) se lokalita nachází mezi 931,2 a 932,1 říčním km.

Zkoumané staré rameno leží na pravém břehu řeky v blízkosti stejnojmenné vesnice přibližně 5 km západně od města Týnec nad Labem. Podle zeměpisných souřadnic je jeho přibližný střed situován na $50^{\circ} 1' 56,9191''$ s. š. a $15^{\circ} 20' 12,119''$ v. d.

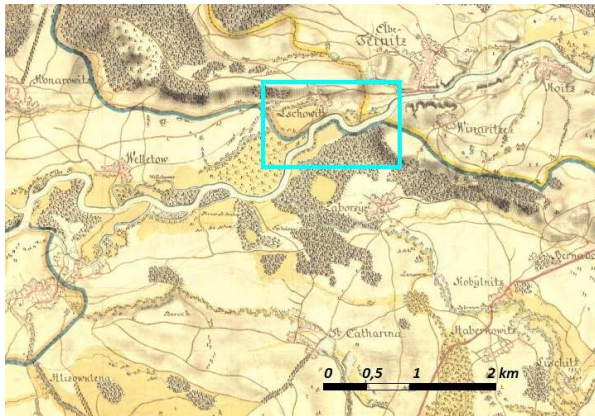
Jak dokladují historické mapy (obr. 54 a 55) a letecké snímky, k částečnému oddělení meandru došlo až v letech 1973 - 1977, kdy byl tok Labe v tomto úseku napřímen (obr. 56 a 57). Východní spojení s kanalizovanou řekou bylo přerušeno několikametrovou hrází.

Z hlediska geologické stavby se lokalita nachází v oblasti fluviálních písčitých hlín a jílů, hlinitých a jílovitých písků a šterkopískových holocénních náplavů. Ze severní části přiléhají k zájmové oblasti pleistocénní naváté písky. Hlubší vrstvy zahrnují méně propustné slínovce a jílovce (Mísař a kol., 1983). V okolí Lžovického jezera jsou zastoupeny nivní půdy, gleje a glejové fluvizemě. Menší částí zasahují k této lokalitě půdy hnědé a surové (Tomášek, 2003). Geologické a pedologické poměry lokality dále podrobně uvádí příloha 13.1.

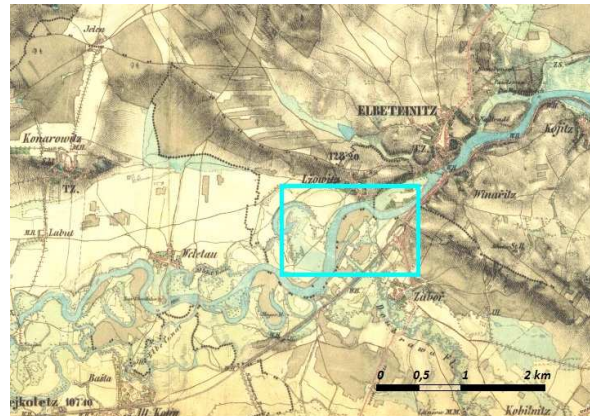
Geomorfologicky zájmové území spadá do subprovincie České tabule, oblasti Středočeské tabule, celku Středolabské tabule, podcelku Čáslavské kotliny, okrsku Žehušické kotliny a podokrsku Starokolínské roviny (označení: VIB3B1a, (Balatka, Kalvoda, 2006)). Oblast Žehušické kotliny tvoří sníženina při údolní Doubravě, Klejnárce a přilehlém úseku Labe. Území je tvořeno turonskými slínovci a písčitými slínovci, které jsou z velké části zakryty kvartérními říčními a eolickými sedimenty. V terénu jsou patrné středopleistocénní a mladopleistocénní terasy, současná niva je zde široká, v oblasti se vyskytují i drobné přesypů navátých písků. Na ojedinělých amfibolitových a rulových sukách se v oblasti Žehušické kotliny zachovaly stopy příbojové činnosti křídového moře (Demek, 1987B).

Současné staré rameno je od Labe ve východní části odděleno jen několik desítek metrů silným valem, opačný konec je dodnes volně spojen s řekou. Na protilehlém břehu Labe se v těchto místech vlévá do řeky Doubrava. Ve vnitřní části meandru se zachoval lužní les,

severní břeh je lemován úzkým pruhem nepůvodních křovin, na které navazují pole. Severně od jezera leží vesnice Lžovice. Vzhledem k poměrně nedávnému oddělení od koryta řeky je toto fluviální jezero značně hluboké (viz kap. 9.1). V blízkosti starého ramene se nachází zdroj pitné vody pro město Kolín.

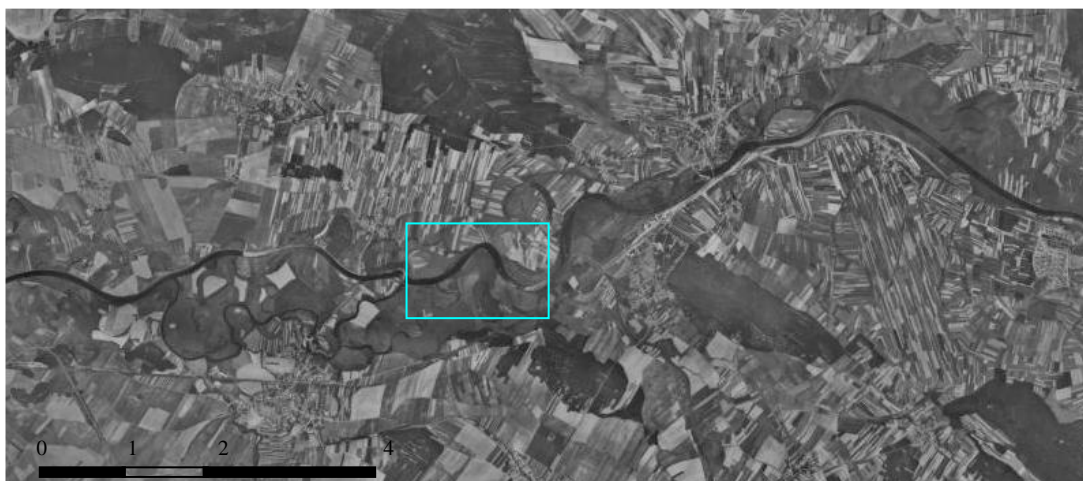


Obr. 54: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768



Obr. 55: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852

(obě mapy zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)



Obr. 56: Letecké snímkování z roku 1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)



Obr. 57: Letecké snímkování z roku 2007/2008 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)

Z uvedených údajů o využití pozemků v 3 km okruhu kolem Lžovického ramene vyplývá (tab. 18), že od roku 1845 zde neustále klesal podíl orné půdy, luk a zejména pastvin. Naopak rostlo procentuální zastoupení trvalých kultur a zastavěných ploch. K výraznému rozvoji lesních porostů došlo především mezi roky 1845 a 1948, kdy se jejich procentuální rozloha více jak zdvojnásobila, nicméně v posledních letech se jejich podíl opět mírně snížil. Od roku 1990 zde výrazně vzrostl podíl vodních ploch, které v současnosti zaujímají dokonce větší procentuální rozlohu, než tomu bylo v roce 1845 a zejména po II. světové válce. Podobný trend byl zaznamenán i v případě ostatních ploch, jejichž procentuální podíl se v posledních letech více jak ztrojnásobil. Jak je patrné z uvedených dat, největší podíl rozlohy v 3 km okruhu kolem zkoumaného starého ramene zaujímají lesní porosty (přes 40 %), přes 35 % připadá na ornou půdu a přes 6,5 % rozlohy zaujímají vodní plochy. Situaci ze širšího okolí ramene (5 km okruh) shrnuje tabulka 19.

okruh 3 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	48,99	1,36	8,86	9,62	22,96	5,11	0,76	2,33	100,00
1948	36,12	2,61	5,76	2,37	46,86	3,14	1,17	1,96	100,00
1990	35,67	3,58	2,50	0,91	42,66	6,69	1,76	6,23	100,00
2000	35,60	3,58	2,48	0,89	42,54	6,68	1,84	6,39	100,00

Tab. 18: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Lžovice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 3 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

okruh 5 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	53,24	1,24	9,95	10,04	18,45	3,85	0,70	2,53	100,00
1948	39,96	2,40	3,99	1,27	47,62	1,71	0,97	2,08	100,00
1990	40,03	2,46	2,33	0,49	45,31	3,17	1,42	4,79	100,00
2000	40,24	2,49	2,13	0,49	45,35	3,13	1,47	4,70	100,00

Tab. 19: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Lžovice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 5 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

Vzhledem ke stálému spojení s Labem (obr. 58, 59) reprezentuje toto jezero intenzivně komunikující staré rameno, které bylo především v minulosti vystaveno značné antropogenní průmyslové kontaminaci produkované pardubickou aglomerací (viz kap. 6.7). V současnosti je jezero ohrožováno spíše havarijními stavy na Labi, nebo splachem z blízkých polí, na kterých hospodaří ZD Ovčáry a farma Veletov (Mrázová, 2007). Zdroj kontaminace může představovat i únik splaškových vod z obce Lžovice, kde není dosud vybudována kanalizace. Jezero spadá pod ČRS MO Týnec nad Labem (Mrázová, 2007).



Obr. 58: Spojení slepého ramene s Labem ze západního břehu (16.8.2007) (foto D. Chalupová) Směrem vlevo pokračuje slepé rameno, vpravo se nachází hlavní tok řeky.



Obr. 59: Spojení s Labem z vnitřní části meandru z východní části (19.3.2007) (foto D. Chalupová) Směrem vpravo pokračuje slepé rameno, vlevo se nachází hlavní tok řeky.

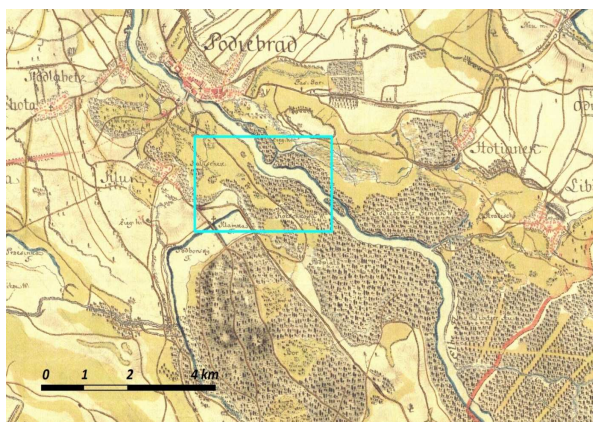
8.3 Poděbrady

Podle nové evropské administrativní kilometráže platné od 1. 10. 2009 (ústí Labe do moře = 0 km) se lokalita nachází mezi 906,5 a 907,0 říční km. Slepé rameno u Poděbrad se leží na levém břehu řeky přibližně 2 km jihovýchodně od města. Přibližný střed jezera leží na $50^{\circ} 7' 31,21''$ s. š. a $15^{\circ} 8' 32,9''$ v. d.

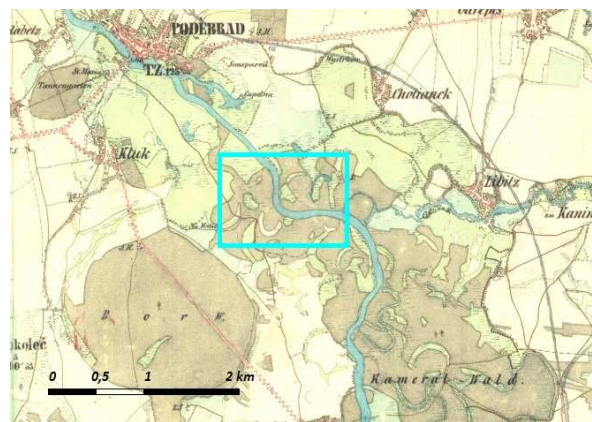
K oddělení meandru došlo mezi roky 1914 a 1918 při regulaci Labe. Již v době před odstavením ramene zde bylo provedeno zpevnění břehů formou kamenné podezdívky, která je v některých částech slepého ramene patrná dodnes (Havlíková, 2007). Historický průběh toku Labe v této oblasti je znázorněn na mapách 1. a 2. vojenského mapování (obr. 60 a 61). Na leteckých snímcích z roku 1954 je staré rameno již odděleno (obr. 62). Téměř současný stav zobrazuje letecký snímek z roku 2007 (obr. 63).

Geologické podloží jezera je tvořeno mořskými, místy sladkovodními křídovými sedimenty. Vyskytují se zde prachovité jílovce až jílovce, opuky až slínovce (Chlupáč a kol., 2002), které jsou překryty pleistocénními fluviaálními sedimenty, písčítými štěrky a štěrky říčních teras.

V blízkosti řeky se pak vyskytují holocénní jíly, písčité jíly a písčité šterky. Povrch pokrývá půda nivní a místy půda glejová. Geologické a pedologické charakteristiky zájmového území uvádí dále příloha 13.1.



Obr. 60: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768



Obr. 61: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852

(obě mapy zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)



Obr. 62: Letecké snímkování z roku 1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)



Obr. 63: Letecké snímkování z roku 2007 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)

Geomorfologicky leží jezero na území subprovincie České tabule, oblasti Středočeské tabule, celku Středolabské tabule, podcelku Nymburské kotliny a v okrsku Sadské roviny (označení: VIB3A1, (Balatka, Kalvoda, 2006)). Sadská rovina byla vytvořena erozně akumulací činností Labe a jeho přítoků na turopských slínovcích a písčitéch slínovcích zakrytých většinou kvartérními říčními sedimenty. V oblasti se nacházejí nízké předpleistocénní a mladopleistocénní říční terasy (zejména na levém břehu Labe), niva je zde široká s řadou opuštěných meandrů a mrtvých ramen. Vyskytují se zde i přesypy navátých písků (Demek 1987B).

V okruhu 3 km kolem zkoumaného meandru docházelo od roku 1845 k neustálému poklesu podílu luk a pastvin (tab. 20). Procentuální rozloha orné půdy stoupala do roku 1948, kdy pak následoval její poměrně výrazný pokles. Podobně tomu bylo v případě lesních porostů, jejichž podíl se ovšem v posledních letech mírně zvýšil. Dlouhodobý nárůst poměrného zastoupení byl zaznamenán v případě zastavěné plochy, vodních ploch – s minimálním procentuálním podílem v roce 1948, trvalých kultur a ploch ostatních, kde ovšem došlo v posledních letech k mírnému snížení jejich podílu. V případě naposled jmenované souhrnné kategorie je výrazné zejména mnohonásobné navýšení jejího procentuálního zastoupení mezi léty 1948 a 1990. V současnosti zaujímá přes 40 % plochy v 3 km okruhu kolem zkoumaného jezera orná půda, přes 18 % připadá na lesní porosty, téměř 17 % území spadá do kategorie ostatní plochy a 7,5 % zaujímají louky. Mírné odlišnosti ve využití pozemků v 5 km území okolo jezera uvádí tabulka 21.

okruh 3 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	48,56	1,00	18,64	5,92	18,52	3,56	0,98	2,82	100,00
1948	51,87	2,75	14,50	1,31	18,64	3,15	2,84	4,94	100,00
1990	43,08	4,13	7,88	1,13	17,30	5,81	3,43	17,24	100,00
2000	42,94	4,11	7,50	1,11	18,14	5,81	3,80	16,59	100,00

Tab. 20: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Poděbrady (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 3 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

okruh 5 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	53,43	0,92	13,53	10,50	14,88	2,80	0,91	3,03	100,00
1948	59,27	2,20	11,30	1,95	15,79	2,57	2,47	4,45	100,00
1990	52,09	3,29	5,93	0,93	16,43	4,69	3,06	13,58	100,00
2000	51,89	3,23	5,67	1,15	17,04	4,68	3,30	13,04	100,00

Tab. 21: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Poděbrady (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 5 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

Vzhledem k obklopení lužním lesem (obr. 64) reprezentuje toto staré rameno jediné zvolené jezero, v jehož blízkosti se nenacházela zemědělská půda ani osídlení, které by mohly představovat určitý zdroj lokálního znečištění (hnojiva, splašková voda apod.). Jezero tak mohlo být kontaminováno především znečištěním unášeným řekou, se kterou stále intenzivně komunikuje. Z hlediska průmyslových bodových zdrojů znečištění se tak zde mohl uplatnit především negativní vliv průmyslových podniků Kolínska (obr. 48), neboť s rostoucí vzdáleností od Pardubic bylo již toto znečištění poměrně oslabeno (viz kap. 6.7). Stejně jako v případě dalších zkoumaných jezer je i zde pěstován sportovní rybolov.



Obr. 64: Zachovalý lužní les obklopující staré labské rameno u Poděbrad (4.10.2007) (foto D. Chalupová)

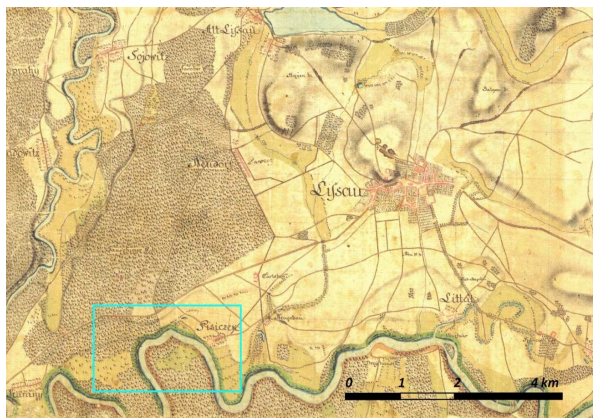
8.4 Václavka

Podle nové evropské administrativní kilometráže platné od 1. 10. 2009 (ústí Labe do moře = 0 km) leží lokalita mezi 873,7 a 874,0 říčním km na pravém břehu Labe mezi Čelákovickými a Lysou nad Labem. Přibližný střed jezera se nachází na 50° 10' 46,8" s. š. a 14° 46' 20,164" v. d. Vývoj koryta Labe v této oblasti znázorňují uvedené mapy (obr. 65, 66 a 67). Soustava jezer zde vznikla při vodohospodářských úpravách Labe, které probíhaly v několika fázích v období od 2. poloviny 19. století do 40. let století 20. Stav z padesátých let a ze současnosti dokládají letecké snímky (obr. 68 a 69).

Geologicky lokalita náleží k oblasti České křídové pánve, kterou překrývají kvartérní fluviální písčité a hlinitopísčité sedimenty. Ty jsou usazeny na spodnoturonských slínovcích, slínech a písčítých slínovcích. Ze severu se ke starému rameni přimykají v terénu dobře patrné terasy fluviálních písků, případně štěrkovitých písků (Bratka a kol., 2005). V zájmovém území jsou zastoupeny hnědé půdy, které se vyvinuly na holocénních náplavech, lokálně se nacházejí půdy nivní. Geologická a pedologická charakteristika je dále uvedena v příloze 13.1.

Fluviální jezero Václavka leží na území subprovincie České tabule, v oblasti Středočeské tabule, v celku Středolabské tabule a podcelku Mělnické kotliny, v okrsku Staroboleslavské kotliny a podokrsku Kostelecké kotliny v části čelakovické (označení: VIB3C2a2 (Balatka, Kalvoda, 2006). Staroboleslavská kotlinaje tvořena erozně denudační sníženinou při stří. toku

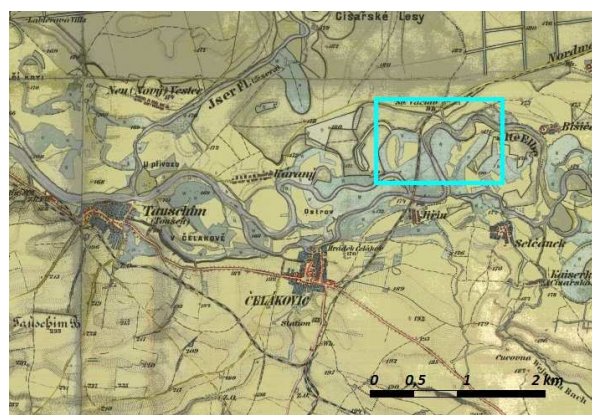
Labe mezi ústím Vltavy a Lysou nad Labem. Její tvar kopíruje osu křídové pánve. Oblast je složena z turonských slínovců a písčitych slínovců, méně cenomanských pískovců, které jsou zakryty říčními a eolickými sedimenty. V území se nacházejí terasy středopleistocénního a mladopleistocénního stáří, v široké údolní nivě jsou patrná opuštěná koryta a lokality přesypů navátých písků. V oblasti dolní Jizery se nachází Káranská vodárna – zdroj pitné vody (Demek, 1987B).



Obr. 65: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768;



Obr. 66: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852



Obr. 67: III. Vojenské mapování (Františko-Josefské) 1877-1880

(všechny tři mapy zdroj: <http://oldmaps.geolab.cz>)

V dnešní době je tůň Václavka již značně vzdálena od současného koryta řeky, s kterou komunikuje pouze podpovrchově. Je v podstatě malou zbytkovou vodní plochou z rozsáhlejšího, již dávno odděleného, meandru Labe. V koncových příbřežních částech jezera je hojně zastoupen rákos, břehy řídky lemují vzrostlé stromy. Z východní části je mrtvé rameno obklopeno zemědělskou půdou, západní břeh tvoří vysoký písčité násep, vedle kterého několik desítek metrů od jezera vede železniční trať. Ve výsepní části ramene je ještě patrné zpevnění břehu formou kamenné vyzdívky. Jezero je součástí zvláště chráněného území Hrbáčkovy tůně vyhlášeného v roce 1989. PR sdružuje několik drobnějších zbytkových vodních ploch (Václavka, Kozí chlup, Homolka a Byšická tůň), které dříve tvořily rozsáhlý labský meandr (Krýžová, 2005).



Obr. 68: Letecké snímkování z roku 1953/1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)



Obr. 69: Letecké snímkování z roku 2007 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)

V okruhu 3 km okolo jezera (tab. 22) se od roku 1845 neustále zvyšoval podíl orné půdy, trvalých kultur, vodních ploch s markantním zvýšením mezi roky 1948 a 1990, ploch zastavěných a s výjimkou posledního analyzovaného roku 2000 i zastoupení ploch ostatních. Naopak ke snížení procentuální rozlohy během všech sledovaných let došlo v případě pastvin, do roku 1990 klesal i podíl lesních porostů a luk, v jejichž případě byl zaznamenán výrazný rozdíl především mezi léty 1948 a 1990. V blízkém okolí jezera zaujímá tedy největší podíl ploch orná půda (přes 45 %), dále lesní porosty (přes 25 %) a poslední významnější kategorii tvoří plochy ostatní (přes 12 %). Změny ve využití pozemků ve větší vzdálenosti od starého ramena (5 km okruh) jsou uvedeny v tabulce 23.

V blízkosti zkoumaného starého meandru neleží žádná obec či jiný bodový zdroj antropogenního znečištění, což by mělo vylučovat např. kontaminaci splaškovou nebo odpadní vodou z výroby. Části rozsáhlého starého meandru, které přiléhaly k řece, byly v minulosti (60. a 70. léta) využívány k uložení vytěžených sedimentů z koryta Labe (Bratka, 2005), nicméně tato tůň byla povrchově oddělena od Labe již značně brzy, takže vzhledem k faktu, že s řekou povrchově nekomunikuje ani za pětileté vody, reprezentuje tato tůň zbytkovou, značně izolovanou vodní plochu, která byla uchráněna přímému vlivu Labe, které

mohlo zejména v minulosti představovat zdroj znečištění (špatná kvalita vody před rokem 1990, havarijní situace na Labi) (viz kap. 6.7).

V oblasti dříve dominovaly ocúnové louky, které byly především v 60. a 70. letech rozorány (Bratka, 2005). V současnosti na přilehlých pozemcích hospodaří Zemos Agro Sedlčanky, a. s., ZD Litol, podíl zemědělských ploch náleží soukromým vlastníkům z Byšiček (Kryžová, 2007). Z důvodů rychlého zazemňování tůň Václavka (splach z okolních pozemků, nestabilní břehy, rozvinutá vegetace, obr. 70) a dalších zbytkových vodních ploch tohoto starého labského meandru se vzhledem k zlepšení kvality vody v řece plánuje odtěžení sedimentů a opětovné spojení s Labem formou kanálů s regulovatelným přítokem. V oblasti je navrhováno i vytvoření tůní nových (Bratka, 2007). Jezero je rybářsky využíváno a spravováno ČRS MO Čelákovice (Kryžová, 2007).

okruh 3 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	43,76	4,32	12,71	1,61	27,48	0,82	2,00	7,30	100,00
1948	43,87	4,37	11,30	1,30	27,45	0,86	2,34	8,50	100,00
1990	46,30	4,78	4,29	0,22	25,05	3,33	3,11	12,91	100,00
2000	46,34	4,83	4,47	0,22	25,30	3,33	3,41	12,09	100,00

Tab. 22: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Václavka (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 3 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

Okruh 5 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	45,43	1,04	10,52	4,08	33,43	2,62	0,58	2,29	100,00
1948	49,18	3,29	8,50	0,92	30,25	1,29	1,63	4,92	100,00
1990	48,14	3,61	3,56	0,31	28,36	2,80	2,60	10,63	100,00
2000	48,11	3,69	3,63	0,32	28,43	2,80	2,80	10,23	100,00

Tab. 23: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Václavka (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 5 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.



Obr. 70: Měření fyzikálních parametrů vody v tůni Václavka (15.11.2006) (foto MUDr. D. Chalupová)
Kromě stulíky žlutého (*Nuphar lutea*) je ve vodě hojně rozvinut i růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*)

8.5 Obříství

Podle nové evropské administrativní kilometráže platné od 1. 10. 2009 (ústí Labe do moře = 0 km) se lokalita nachází na levém břehu Labe mezi říčními kilometry 843,2 a 843,9 přibližně 5 km jižně od Mělníka před soutokem s Vltavou. Přibližný střed jezera leží na 50° 18' 3,112" s. š. a 14° 28' 27,958" v. d.

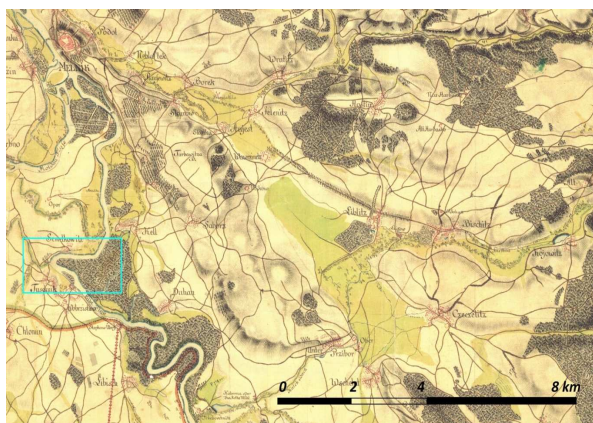
Vývoj toku Labe v této lokalitě dokladují mapy 1., 2. a 3. vojenského mapování (obr. 71, 72 a 73). Jezero vzniklo v letech 1908 – 1913, kdy probíhala v Obříství stavba jezu a zdymadla (Trejtnar a kol., 1978). Tok řeky se zde v souvislosti s výstavbou napřímil a tím došlo k oddělení původního říčního ramene. Aby zůstalo jezero zachováno, byla v 70. letech 20. století zbudována betonová hráz oddělující severní část starého meandru od řeky, neboť hladina Labe v důsledku zrušení jezu v Mělníce - Hadíku (několik km dále po proudu) značně poklesla (Šnajdr, 2002). Stav z 50. let a roku 2007 uvádějí letecké snímky (obr. 74 a 75).

Z hlediska geologické stavby se v blízkosti jezera vyskytují až 10 m mocné holocénní fluvialní náplavy tvořené štěrkovitým, písčítým, hlinitým a jílovitým materiálem. Ve větší vzdálenosti od řeky se nacházejí pleistocénní fluvialní štěrkopískové terasy. Pod těmito kvartérními útvary jsou zachovány horniny svrchní křídy – slínovce a jílovce (Mísař a kol., 1983). V blízkosti řeky dominují nivní půdy, v širším okolí jsou zastoupeny černozemě a slínovatky – těžké oglejené černozemě na slínech (Němec, 1996). Geologickou a pedologickou charakteristiku území uvádí dále příloha 13.1.

Z geomorfologického hlediska se zkoumaný starý meandr nachází na území subprovincie České tabule, v oblasti Středočeské tabule, v celku Středolabské tabule, podcelku Mělnické kotliny, okrsku Lužecké kotliny a podokrsku kotliny Vraňanské. Jihovýchodní část meandru spadá do okrsku Staroboleslabská kotlina (viz kap. 8.5), podokrsku kotliny Kostelecké a části neratovické. (označení: VIB3C + hranice mezi 1a a 2a1, (Balatka, Kalvoda, 2006)).

Lužeckou kotlinu tvoří erozně denudační sníženina v širší oblasti soutoku Vltavy a Labe. Starší spodnoturonské slínovce a jílovce, středoturonské písčité slínovce, méně cenomanské

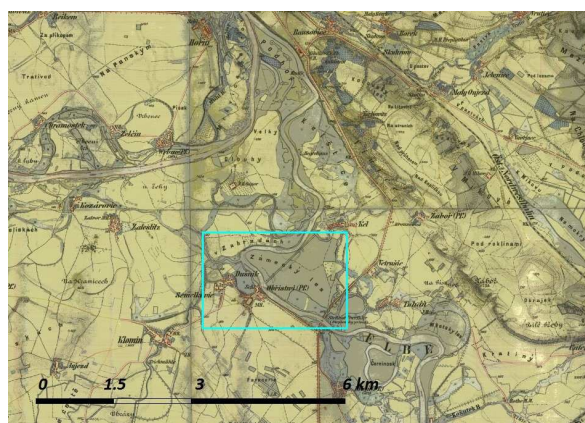
pískovce a karbonské sedimentární horniny jsou většinou překryty čtvrtohorními říčními uloženinami. V reliéfu jsou patrné mladopleistocénní a středopleistocénní říční terasy, vzácněji se vyskytuje denudační reliéf údolních niv. V severozápadní části se nachází opuštěný údolní úsek z doby VII. terasy a část opuštěného meandru z doby V. terasy. (Demek, 1987B).



Obr. 71: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768;



Obr. 72: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852



Obr. 73: III. Vojenské mapování (Františko-Josefské) 1877-1880

(všechny tři mapy zdroj: <http://oldmaps.geolab.cz>)

Dnes je starý meandr svým východním koncem od Labe oddělen betonovou hrází se stavidlem, ze kterého za normálních vodních stavů vytéká voda do řeky (obr. 76). Ze západu do centrální části jezera ústí potok Černavka odvodňující přilehlé pozemky. Jižní část meandru je od břehu Labe vzdálená pouze několik desítek metrů, je rozdělená na dvě ramena, kdy jedno tvořilo dříve mlýnský náhon (Šnajdr, 2002). Druhá část byla spojena s Labem podpovrchovým kanálem, který dříve přiváděl vodu z řeky z důvodu zlepšení kvality vody v tomto jezeře, ve kterém byly pozorovány úhyny ryb při nízkém prokysličení značně organicky zatížené vody (Šnajdr, 2002).



Obr. 74: Letecké snímkování z roku 1953 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)



Obr. 75: Letecké snímkování z roku 2007 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)

Obec Obříství vybíhá svou severní částí až k jižnímu okraji zkoumaného ramene, ve vnitřní části meandru (východní) je zachován lužní les. Při západním břehu se rozkládá pastvina, ke zbývajícimu severnímu okraji starého ramene, který je lemován úzkým pásem křovinné vegetace, přiléhají pole. Jezero, dolní část nivy potoka Černavky a lužní les vyplňující území mezi starým ramenem a řekou tvořily území navržené ke zvláštní ochraně přírody Zámecký les Obříství (Šnajdr, 2002).

Z hlediska využití pozemků v 3 km okruhu kolem jezera (tab. 24) docházelo od roku 1845 k neustálému poklesu podílu orné půdy. Vyjma roku 2000, snižování procentuálního zastoupení bylo zaznamenáno i v případě rozlohy pastvin. Během sledovaných let se nejprve mezi roky 1845 a 1948 výrazně zvýšil podíl pozemků využívaných pro trvalé kultury a louky, což bylo ovšem vystředáno značným poklesem poměrného zastoupení v letech následujících; hodnoty se mírně zvýšily až v roce 2000. Stoupající podíl lesa dosáhl svého maxima v roce 1990, od kdy došlo pouze k nepatrnému snížení poměrného zastoupení. Nejvyšší podíl vodních ploch byl zaznamenán v roce 1990. Během všech sledovaných let se zvyšoval podíl zastavěných a ostatních ploch. V blízkosti starého ramene Obříství tvoří téměř 60 % ploch

orná půda, přes 18 % pokrývají lesní porosty, 7,5 % území zaujímají plochy kategorie ostatní. Srovnání s širším okolím jezera přináší tabulka 25.

Z hlediska srovnání se zvolenými zkoumanými jezery představovalo toto staré labské rameno poměrně antropogenně negativně ovlivněný vodní ekosystém. V jeho blízkosti se nacházely jak velmi významné bodové zdroje průmyslového znečištění - nedaleký podnik Spolana, a. s. v Neratovicích (viz kap. 6.7), který představoval pro Labe především v minulosti výrazné zhoršení kvality vody – staré rameno je ovšem z části obklopeno i intenzivně využívanou zemědělskou půdou (v současnosti zde hospodaří firma Hanka Mochov, s. r. o.), kvalitě vody ovšem nepřispívala ani říčka Černavka (obr. 77) přivádějící vodu kontaminovanou splachem z polí v jejím povodí, ale také fekálním znečištěním z přilehlých obcí, které postrádaly donedávna zabezpečení odpadních vod. Od roku 2006 funguje v Obříství ČOV, která do Černavky ústí, od roku 2010 je připojena i nedaleká obec Chlumín. V povodí Černavky dříve fungoval v obci Úžice cukrovar, který produkoval značné organické znečištění (Šnajdr, 2002). Jezero je rybářsky využíváno ČRS MO Obříství, z důvodu nízkého provzdušnění vody zde byl ve střední části jezera umístěn aerátor (Šnajdr, 2002).

okruh 3 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	66,09	2,89	7,60	7,42	9,07	3,95	0,76	2,22	100,00
1948	61,14	4,09	11,93	2,36	12,80	3,27	1,63	2,79	100,00
1990	59,23	2,41	4,70	0,80	18,49	5,10	1,80	7,47	100,00
2000	59,01	2,51	4,76	0,87	18,47	4,95	1,89	7,54	100,00

Tab. 24: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Obříství (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 3 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.

okruh 5 km rok	kategorie								celkem
	orná půda	trvalé kultury	louky	pastviny	lesy	vody	zastavěná plocha	ostatní	
1845	45,43	1,04	10,52	4,08	33,43	2,62	0,58	2,29	100,00
1948	70,99	4,14	6,58	2,27	8,04	3,17	1,70	3,10	100,00
1990	67,97	3,67	2,53	0,59	8,19	3,94	2,36	10,76	100,00
2000	67,98	3,42	2,47	0,61	8,18	3,88	2,52	10,94	100,00

Tab. 25: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Obříství (zdroj: <http://lucc.it.cz>)

Do výpočtů jsou zahrnuty katastry, které se nacházejí buď celé, nebo více jak polovinou své plochy v pomyslném kruhu o poloměru 5 km od přibližného středu zkoumaných jezer. Kategorie trvalých kultur zahrnuje sady, zahrady, vinice, chmelnice apod.; kategorie ostatní obsahuje komunikace, pískovny, lomy, doly, půdu neplodnou, degradovanou, nevyužitou, hřbitovy, bažiny, ale i chráněná území atd.



Obr. 76: Staré rameno Obříství – pohled z betonové hráze (21. 4. 2007) (foto D. Chalupová)



Obr. 77: Přítok Černavka (21. 4. 2007) (foto D. Chalupová)

9 Výsledky výzkumu

9.1 Morfometrické charakteristiky jezer

9.1.1 Metodika mapování

Terénní měření byla provedena podle J. Česáka a M. Šobra (2005). K zjištění břehové linie jezer Obříství, Václavka, Poděbrady a Lžovice bylo použito totální geodetické stanice Leica TCR 705. V případě jezera Němčice byla břehová linie vymapována pomocí GPS přístroje Leica GS 50 s automatickou korekcí pomocí GSM signálu.

K měření hloubek byl použit echolot firmy Garmin GPSmap 178C Sounder. Pro hloubky do 0,5 m, kde již nelze přístroj použít, byla hloubka měřena pomocí kalibrované latě. Mapování bylo provedeno v příčných profilech mezi vybranými přesně zaměřenými body břehové linie. Odečítání bylo prováděno v intervalech 5 m.

Zjištěná data byla zpracována v programech Surfer a MapInfo, kdy výstupem bylo vytvoření batymetrických map zkoumaných jezer (viz příloha 13.2).

Z půdorysných a hloubkových měření byly zjištěny morfometrické charakteristiky uvedené v tabulce 26.

9.1.2 Výsledky měření

Půdorysná a batymetrická měření byla provedena v průběhu roku 2006, souhrn výsledků přináší tabulka (tab. 26).

Parametr	Němčice	Lžovice	Poděbrady	Václavka	Obříství
plocha jezera - P (m ²)	34 099	52 011	18 087	7 323	112 820
obvod jezera - O (m)	2 062	2 211	1 081	746	4 014
objem jezera - V (m ³)	21 520	117 987	19 846	3 710	98 000
délka jezera - L (m)	981	1 040	516	332	1 483
max. šířka jezera - B _{max} (m)	48	72	46	33	121
prům. šířka jezera - B _{prům} (m)	35	50	35	22	76
max. hloubka jezera - H _{max} (m)	1,3	7,7	2,3	1,3	1,6
střední hloubka jezera - H _{stř} (m)	0,6	2,3	1,1	0,5	0,9
hloubkový koeficient -K	0,49	0,30	0,48	0,39	0,54

Tab. 26: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer

Hloubky měřeny při následujících úrovních hladiny: Němčice 219,11 m n. m., Lžovice 198,64 m n. m., Poděbrady 186,69 m n. m., Václavka 171,14 m n. m., Obříství 157,16 m n. m. (zdroj: Havlíková, 2007; Krýžová, 2007; Mrázová, 2007; Šnajdr, 2002)

Zkoumané staré meandry odpovídaly s výjimkou jezera Obříství (Šnajdr, 2002), které je svou rozlohou spíše nadprůměrné, velikosti vodních ploch tohoto typu. Srovnatelné rozlohy starých ramen byly zjištěny i během předešlých výzkumů - např. staré rameno Doleháj u Kolína zaujímalo plochu 77 500 m² (Chalupová, 2003), Libišská tůň u Neratovic 98 700 m² (Turek, 2004), Labiště pod Opočínkem u Pardubic 17 850 m² (Klouček, 2003), jezero Votoka 8 531 m², staré rameno Semín 43 360 m² a Vrt' 25 950 m² (Havlíková, 2007).

V případě jezera Obříství byla kromě největší plochy zaznamenána i největší délka, šířka a obvod. Hloubka tohoto starého ramene byla ovšem nižší, neboť toto jezero je již poměrně značně zaneseno. V lokalitě byl zjištěn největší podíl orné půdy (průměr z let 1845, 1948 a 2000 = 62,08 %) v 3 km okruhu kolem jezera (viz kap. 8.5). V severní části starého ramene navazuje na jen pár metrů široký pruh křovinné vegetace lemující jezero orná půda; negativní vliv může mít i přítok Černavka přinášející materiál ze svého povodí, které má převážně zemědělský charakter. Jezero též disponuje při břehu značně rozvinutou vodní vegetací, jejíž odumřelé části též napomáhají postupnému snižování hloubky starého ramene.

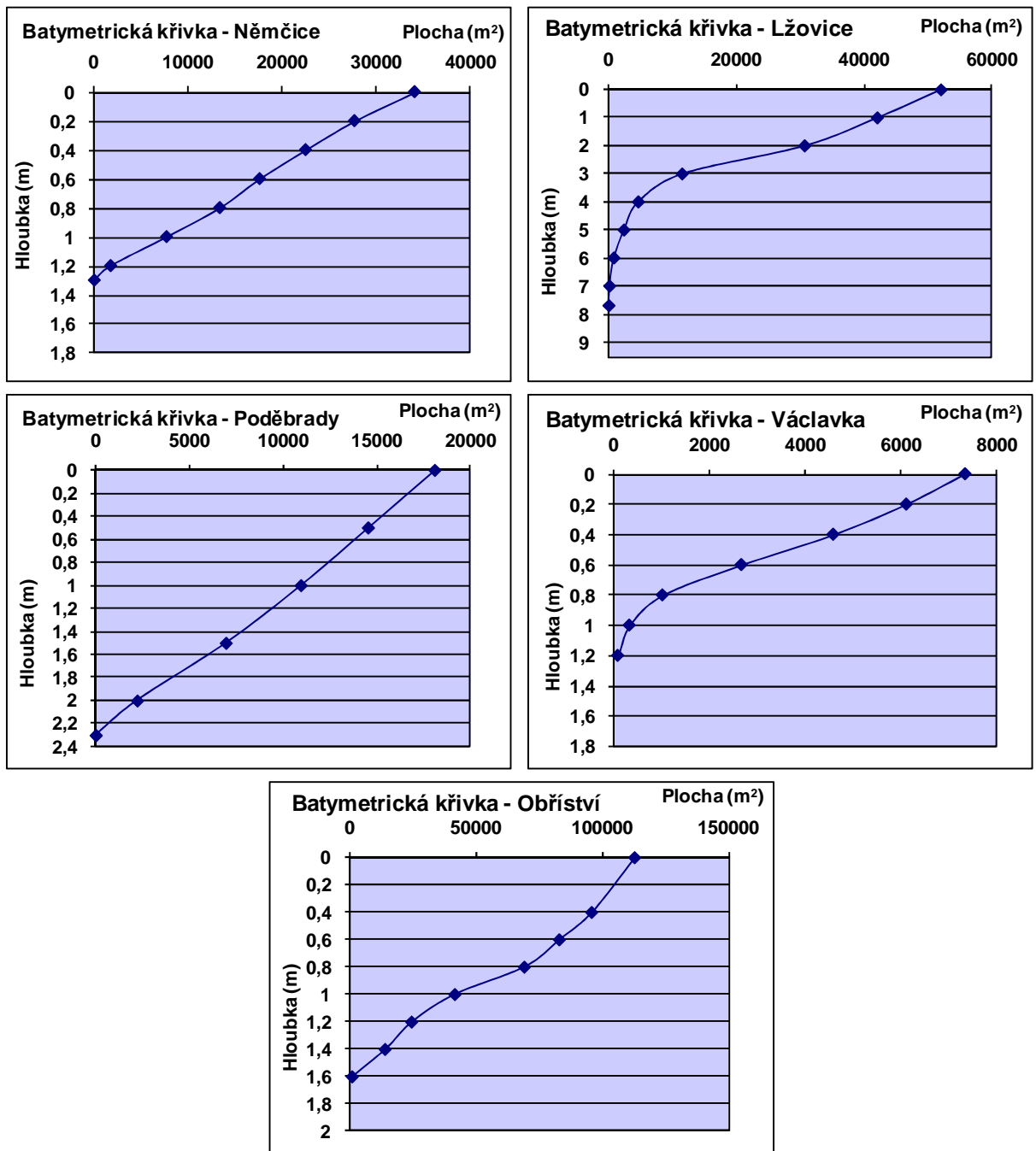
Naopak mezi nejhlubší zkoumaná jezera patřilo staré rameno u Lžovic, které bylo od řeky odděleno nejpozději – až v 70. letech 20. století. Ačkoliv se k jezeru přimykají ze severní strany též pole, byl zde zjištěn nejnižší průměrný podíl orné půdy v 3 km okruhu kolem jezera (průměr z let 1845, 1948 a 2000 = 40,24 %), rozhodující význam mělo ovšem pravděpodobně spíše nedávné a pouze částečné oddělení od řeky (viz kap. 8.2). V ohybu meandru zde byla zjištěna vůbec největší zaznamenaná hloubka v rámci všech zkoumaných jezer, která vznikla pravděpodobně vymletím dna proudem, kdy ještě toto staré rameno tvořilo hlavní tok řeky. Těžba písku zde neprobíhala. Druhý nejhlubší starý meandr u Poděbrad byl oddělen od Labe již mezi léty 1914 – 1918. Vzhledem k faktu, že je jezero obklopeno lužním lesem, je zde zanášení splachem z okolních pozemků vyloučeno. Díky zastínění jezera zde nebyl zaznamenán ani výrazný rozvoj vodních makrofyt.

Nejmenší hloubky byly naměřeny ve starých ramenech Němčice a Václavka. V případě Václavky se jedná o zbytkovou vodní plochu dříve rozsáhlého labského meandru, který byl oddělen již v 19. století. Značný rozvoj makrofyt, blízkost orné půdy, nestabilní písčiny val při západním břehu meandru a především omezená komunikace s Labem, se kterým není jezero povrchově spojeno ani za pětileté vody, působí negativně na hloubkové poměry starého ramene.

Ačkoliv napřímení Labe u Němčic proběhlo ve 20. letech minulého století a vzniklé fluvialní jezero bylo dříve kanálem propojeno s řekou, toto spojení bylo během výzkumných prací již téměř zaneseno sedimenty. Splach z polí navazujících na úzký pás pobřežní vegetace (průměr podílu orné půdy z let 1845, 1948 a 2000 = 58,46 % v 3 km okruhu kolem jezera) a značný rozvoj vodních rostlin vzhledem k výrazné eutrofizaci jezera (hladina starého ramene bývá během vegetační sezóny pokryta silnou vrstvou okřehku) tak zanášení starého meandru výrazně napomohl. V jižní části jezera byly patrné i snahy zavázat staré rameno odpadem různého charakteru.

Podrobný popis hloubkových poměrů zkoumaných fluvialních jezer znázorňují batymetrické křivky (obr. 78). Vytvořené batymetrické mapy jsou uvedeny v příloze 13.2. Větší hloubky byly podle předpokladu zaznamenávány ve výsepních oblastech meandrů. V jezerech doposud povrchově spojených s Labem (stará ramena ve Lžovicích a Poděbradech) byly zjištěny mělčiny v blízkosti ústí do řeky, kde dochází při poklesu rychlosti proudění k sedimentaci jemné suspenze. Podobné hloubkové poměry byly zaznamenány i před

betonovou hrází se stavidlem oddělující staré rameno Obříství od řeky. Ačkoliv tudy za normálních vodních stavů v Labi voda odtéká, za zvýšených průtoků je hráz přelévána a uplatňuje se zde výše zmíněná sedimentace.



Obr. 78: Batymetrické křivky zkoumaných jezer
 Odpovídá vodním stavům hladiny: Němčice 219,11 m n. m., Lžovice 198,64 m n. m., Poděbrady 186,69 m n. m., Václavka 171,14 m n. m., Obříství 157,16 m n. m. (zdroj: Havlíková, 2007; Krýžová, 2007; Mrázová, 2007; Šnajdr, 2002)

9.2 Hydrologický režim

9.2.1 Metodika měření

Pro posouzení hydrologického režimu byly v jezerech Obříství, Václavka a Němčice instalovány vodočetné latě. Vzhledem k špatné dostupnosti bylo pravidelné odečítání hladin od srpna 2006 do jara 2010 v menších intervalech (interval 1 – 2 týdny) možné pouze na dvou lokalitách – ve starém rameni Václavka a v jezeře v Němčicích. Vodní stavy ve starém rameni v Obříství byly zaznamenávány pouze při odebírání vzorků vody a mapování jezera. Vzhledem k faktu, že stará ramena Lžovice a Poděbrady jsou zcela povrchově spojena s Labem, byly zde výšky hladin vypočteny podle srovnání vodního stavu v jezerech v den batymetrických a morfometrických prací a vodního stavu v Labi na nejbližším jezu.

Posouzení komunikace s řekou bylo provedeno srovnáním s údaji z následujících vodočetných stanic (obr. 79). Zjištěné vodní stavy ve starém rameni v Němčicích byly porovnány s daty z limnigrafu ležícím na 978,757 ř. km (nula na vodočtu ve 216,93 m n. m.) po proudu řeky v Němčicích. Situace v tůni Václavka byla srovnána s kolísáním horní hladiny na jezu v Čelákovících na 872,327 ř. km po proudu Labe (171,59 m n. m. normál horní hladiny). Kolísání vodních stavů v jezeře Obříství bylo porovnáno s hodnotami na stejnojmenném jezu na 843,504 ř. km, nicméně vzhledem k faktu, že staré rameno v podstatě obtéká tento jez, byly brány v úvahu údaje o výškách horní i dolní hladiny na tomto vodním díle (158,89 m n. m. normál horní hladiny; 155,09 m n. m. normál dolní hladiny). K odhadům výšek hladin v jezerech doposud napojených na Labe byly použity v případě jezera Lžovice vodní stavy horní hladiny na jezu ve Veletově ležícím několik stovek metrů po toku řeky na 929,159 ř. km (186,69 m n.m. normál horní hladiny); kolísání hladiny ve starém rameni Poděbrady bylo odhadnuto podle dat z horní hladiny jezu v Poděbradech, který leží také několik set metrů pod zkoumaným meandrem na 904,573 ř. km (186,69 m n. m. normál horní hladiny).



Obr. 79: Umístění zkoumaných lokalit a vodočetných stanic na Labi

9.2.2 Výsledky měření

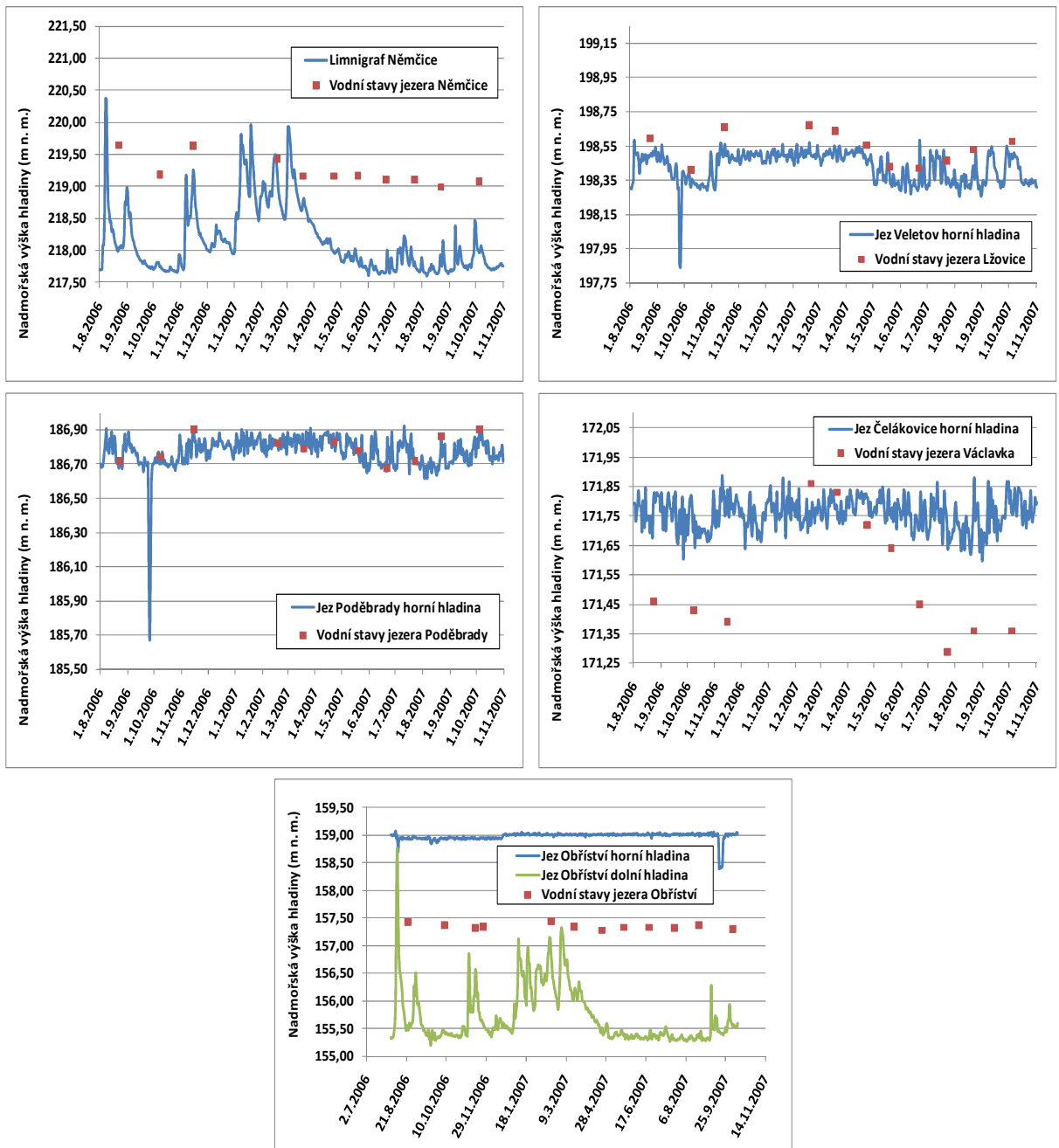
Srovnání kolísání hladin ve zkoumaných jezerech v období podrobného sledování kvality vody od 23. srpna 2006 do 4. října 2007 a na nejbližších labských profilech přináší obrázek 80. V první polovině srpna 2006 byl zaznamenán významný vzestup vodních stavů na všech sledovaných labských profilech. Během září vodní stavy postupně klesaly, kdy pak k obratu došlo až v listopadu v souvislosti se zvýšenou srážkovou činností. Další nárůst vodních stavů byl pak zaznamenán v zimních měsících v souvislosti se srážkami dešťového a sněhovodešťového charakteru a následným táním. Během poměrně suchého jara 2007 došlo k poklesu vodních stavů, který trval až do května. V červnu pak hladiny opět mírně stouply. Od konce července byl pak opět zaznamenáván pokles vodních stavů, který byl vystřídán pouze krátkodobým mírným zvýšením hladin v září a říjnu následkem srážkové činnosti (ČHMÚ, 2010C).

Jak je z obr. 80. patrné, nezanedbatelnou roli hraje též poloha sledovaného profilu v rámci celého povodí Labe (vzdálenost od pramene, přítoky). Vodní stavy na řece jsou též značně regulovány člověkem, což dokladuje největší rozdíl vodních stavů zaznamenaný na limnigrafu v Němčicích a též na dolních hladinách jezů, neboť na poměrně vyrovnaných vodních stavech jsou udržovány hladiny horní (obr. 80).

Jak je dále z obrázku 80. patrné, vodní stavy zkoumaných jezer za odebrání vzorků vody odpovídaly ve většině případů s mírným zpožděním změnám úrovně hladiny v řece. Poměrně značná rozkolísanost byla zaznamenána ve zcela odděleném jezeře Václavka (obr. 80). Vůbec nejvyšší rozdíly hladin při odběrech pak byly zjištěny ve starém rameni Němčice, což odpovídalo i největší rozkolísanosti hladin v Labi na stejnojmenném profilu. Je tedy patrné, že ačkoliv je povrchové spojení jezera s řekou značně zaneseno a dochází zde k povrchové komunikaci pouze přelitím hráze za zvýšených vodních stavů v Labi, hydraulická komunikace s řekou je velmi intenzivní. V případě jezera Obříství byl rozdíl vodních stavů během měření zcela minimální a výšky hladin se zde pohybovaly mezi horní a dolní úrovní hladiny na blízkém jezu. Vzhledem k faktu, že do jezera ústí přítok Černavka, za normálních vodních stavů v Labi voda ze starého ramene odtéká stavidlem v betonové hrázi ve východní části jezera do řeky. V případě vyšších vodních stavů je ovšem odtok regulován, proto vykazovalo toto jezero minimální rozdíly hladin během sledovaného období. Za zvýšených průtoků v řece dochází k přelití betonové hráze oddělující staré rameno a voda tak naopak z řeky přitéká do jezera.

Detailní údaje o vodních stavech v jezerech během měření ve vodním sloupci a při odběrech vzorků přináší tabulka 27. Hydrologickou situaci na Labi ze zcela stejného časového úseku popisuje tabulka 28. Při měření kvality vody ve vodním sloupci byla ve starých ramenech Němčice, Lžovice, a Poděbrady nejvyšší úroveň hladiny zaznamenána na podzim roku 2006. V jezerech Václavka a Obříství pak na jaře roku 2007. Největší rozdíl hladin v rámci těchto 4 měření byl pozorován v Němčicích a Václavce.

Obě tato jezera komunikují s Labem pouze omezeně – v případě starého ramene Václavka, které je již značně vzdáleno od současného koryta řeky, probíhá komunikace pouze podzemní cestou a ke spojení s Labem zde nedochází ani za pětileté vody (viz kap. 9.2.3).



Obr. 80: Změny vodních stavů během vzorkování kvality vody ve zkoumaných jezerech (zdroj: Povodí Labe, s. p.) Nula na vodočtu vybraných jezer zaměřena na nadmořskou výšku: 219,13 m n. m. v jezeře Němčice; 171,29 m n. m. v jezeře Václavka a 157,06 m n. m. v jezeře Obříství. Vodní stavy v den odběru vzorků vody v jezích Poděbrady a Lžovice byly vypočteny podle nadmořské výšky hladiny v den morfometrických měření a údajů o vodním stavu horní hladiny Labe na jezu ve Veletově (pro jezero Lžovice) a v Poděbradech (pro jezero Poděbrady) též den. Údaje o vodních stavech v jezerech odpovídají dnům odběru vzorků vody (23. 8., 8. 10. a 15. 11. 2006 a 18. 2., 19. 3., 23. 4., 20. 5., 21. 6., 23. 7., 22. 8. a 4. 10. 2007)

Z hlediska posouzení vodních stavů v rámci povrchových odběrů vody byla nejvyšší úroveň hladiny v jezeře Němčice zaznamenána v srpnu a listopadu 2006, naopak nejnižší pak v srpnu a říjnu 2007. Podobně jako Labe v Němčicích, i tento starý meandr vykazoval značně rozkolísaný hydrologický režim. Ve starém rameni Lžovice pak byly nejvyšší vodní stavy zaznamenány v listopadu 2006 a únoru 2007, největší pokles hladiny byl pak zjištěn v říjnu 2006 a červnu 2007. V jezeře Poděbrady bylo nejvyššího vodního stavu dosaženo v listopadu 2006 a říjnu 2007, nejnižší úroveň hladiny zde pak byla zaznamenána v červnu 2007.

Datum	Vodní stavy v jezerech při vzorkování vody (m n. m.)				
	Němčice	Lžovice	Poděbrady	Václavka	Obříství
23.8.2006	219,64	198,59	186,72	171,46	157,43
8.10.2006	219,18	198,41	186,74	171,43	157,37
15.11.2006 (podzim 2006)	219,63	198,66	186,90	171,39	157,32
18.2.2007	219,43	198,67	186,82	171,86	157,44
19.3.2007 (jaro 2007)	219,16	198,64	186,79	171,83	157,34
23.4.2007	219,16	198,55	186,83	171,72	157,28
20.5.2007	219,17	198,43	186,78	171,64	157,33
21.6.2007 (léto 2007)	219,11	198,42	186,68	171,45	157,33
23.7.2007	219,11	198,46	186,72	171,29	157,32
22.8.2007	218,99	198,53	186,86	171,36	157,38
4.10.2007 (podzim 2007)	219,08	198,58	186,90	171,36	157,30
maximální úroveň hladiny	219,64	198,67	186,90	171,86	157,44
minimální úroveň hladiny	218,99	198,41	186,68	171,29	157,28
rozdíl	0,65	0,26	0,22	0,57	0,16

Tab. 27: Údaje o vodních stavech v jezerech během vzorkování kvality vody (23. 8. 2006 – 4. 10. 2007)

Nula na vodočtu vybraných jezer zaměřena na nadmořskou výšku: 219,13 m n. m. v jezeře Němčice; 171,29 m n. m. v jezeře Václavka a 157,06 m n. m. v jezeře Obříství. Vodní stavy v den odběru vzorků vody v jezerech Poděbrady a Lžovice byly vypočteny podle nadmořské výšky hladiny v den morfometrických měření a údajů o vodním stavu horní hladiny Labe na jezu ve Veletově (pro jezero Lžovice) a v Poděbradech (pro jezero Poděbrady) též den; vyznačené údaje odpovídají dni měření kvality vody ve vodním sloupci

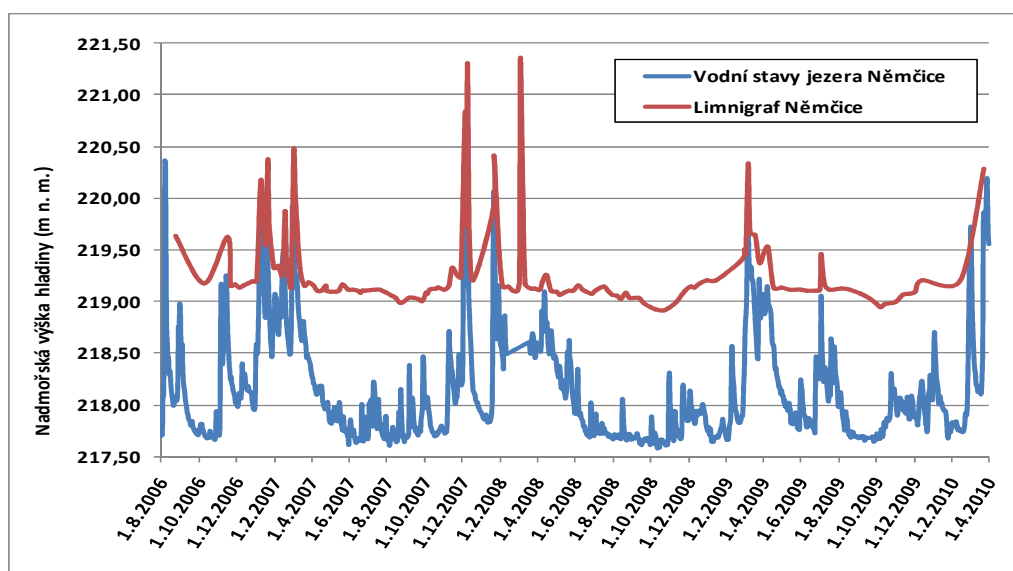
Profil	Vodní stavy na nejbližších labských profilech během vzorkování kvality vody ve zkoumaných jezerech (m n. m.)					
	Limnigraf Němčice	Jez Veletov horní hladina	Jez Poděbrady horní hladina	Jez Čelákovice horní hladina	Jez Obříství horní hladina	Jez Obříství dolní hladina
normální hladina		198,34	186,69	171,59	158,89	155,09
průměrný vod. stav	218,17	198,43	186,77	171,76	158,98	155,68
max. vodní stav	219,94 (19.1.2007)	198,58 (22.6.2007)	186,92 (11.7.2007)	171,89 (9.11.2006)	159,05 (12.1.a 10.9.2007)	157,32 (3.3.2007)
min. vodní stav	217,60 (6.8.2007)	197,84 (26.9.2006)	185,67 (26.9.2007)	171,60 (26.9.2006)	158,39 (17.9.2007)	155,19 (20.9.2007)
rozdíl	2,33	0,74	1,25	0,29	0,66	2,13

Tab. 28: Údaje o vodních stavech na nejbližších labských profilech během vzorkování kvality vody v jezerech (23. 8. 2006 – 4. 10. 2007) K výpočtu byly použity denní průměry vodních stavů. (zdroj: Povodí Labe, s. p.)

Jezero Václavka, které komunikuje s Labem pouze podzemní cestou (viz kap. 8.3) a jehož hydrologický režim byl značně rozkolísaný, vykazovalo nejvyšší vodní stavy v únoru a březnu 2007, k největšímu poklesu hladiny zde pak došlo v červenci 2007. V Jezeře Obříství byl vzhledem k regulaci vodního stavu místní rybářskou organizací zaznamenán jen

minimální rozdíl výšek hladin během odběrů vzorků vody. Jak je z tab. 28 patrné, podle režimu řeky bylo vyšších vodních stavů ve starých ramenech dosahováno většinou v zimě, naopak koncem jara byl zjištěn ve většině zkoumaných jezer pokles hladin. Ve zcela odděleném jezeře Václavka byl pokles hladin zaznamenáván i při dalších odběrech vzorků vody v létě 2007. Jak je zřejmé z tabulky 28, sledované období od 23. 8. 2006 do 4.10 2007 patřilo při porovnání normálů hladin s naměřenými vodními stavy na sledovaných labských profilech k období nadprůměrnému.

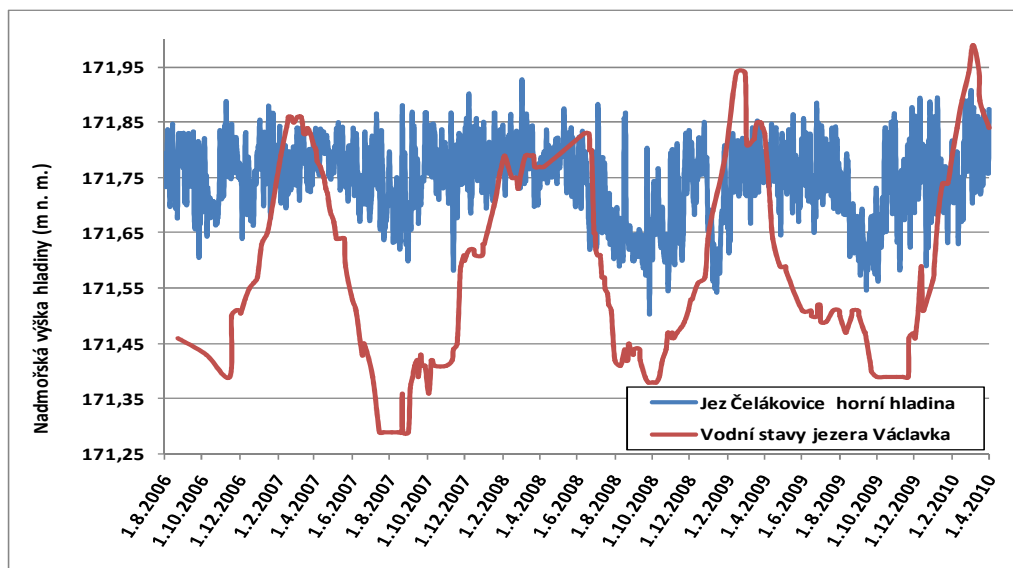
Dlouhodobý vývoj změn vodních stavů v jezerech Němčice a Václavka, kde odečítání probíhalo v přibližných intervalech 1 – 2 týdny od 23. 8. 2006 do 1. 4. 2010 a na nejbližších sledovaných labských profilech přináší obrázky 81 a 82. Při posouzení dlouhodobějších trendů vodních stavů v řece je zcela evidentní jistá cykličnost nárůstů a poklesů hladin v průběhu roku podobně, jak byla popsána během jednoletého období vzorkování vody v hydrologickém roce 2006/2007. Změny úrovní hladin v jezeře Němčice poměrně přesně kopírovaly kolísání vodních stavů v Labi. Ačkoliv je limnigraf umístěn několik desítek metrů pod slepým ramenem, více jak metrový rozdíl průměrných výšek hladiny svědčil o zahloubení koryta řeky (tab. 29). Vzhledem k faktu, že koncové části starého meandru jsou odděleny pouze několikametrovými hrázemi (v jihovýchodní části jezera existovalo povrchové spojení s řekou kanálem v náspu vybudovaného mostu přes Labe, dnes zaneseno sedimenty), je komunikace s tokem dobře propustnými štěrkopískou značně intenzivní a reakce na změny vodních stavů v Labi probíhají poměrně rychle.



Obr. 81: Vývoj změn vodního stavu v jezeře Němčice v porovnání s údaji z nejbližšího sledovaného labského profilu tj. limnigrafu v Němčicích od 23. 8. 2006 do 1. 4. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p.)

Jistá cykličnost vývoje kolísání hladiny byla podle předpokladu zaznamenána i v tůni Václavka (obr. 82). Toto staré labské rameno ovšem vykazovala téměř dvojnásobnou rozkolísanost vodních stavů v porovnání s řekou na nejbližší vodočetné stanici (obr. 79).

Vzhledem k faktu, že jezero v současnosti leží již několik stovek metrů od současného koryta Labe a je velmi mělké, dochází zde během letních měsíců vlivem teplot ke značnému vysychání a ačkoliv je zde též patrné jisté hydraulické spojení s řekou, reakce na změny vodních stavů v Labi probíhají s jistým zpožděním. Na pokles hladiny během vegetačního období má nezanedbatelný vliv i vodní vegetace, která je v jezeře značně rozvinuta. Ve zbývajícím polovině roku pak v jezeře hladina naopak stoupá. Podobně jako při dalších studiích labských fluviálních jezer (Klouček, 2002; Krýžová, 2007, Mrázová, 2007; Šnajdr, 2002; Turek, 2004), i tento výzkum potvrdil určující vliv řeky Labe.



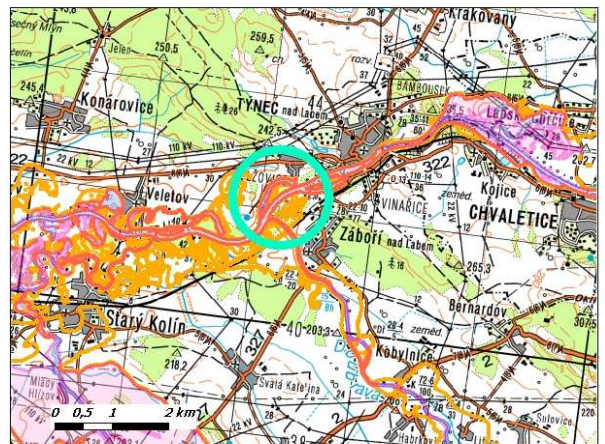
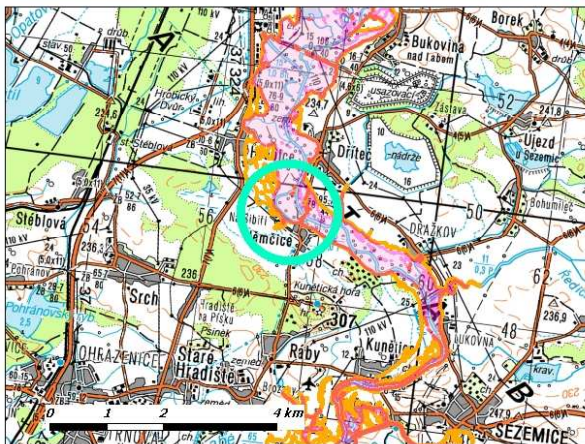
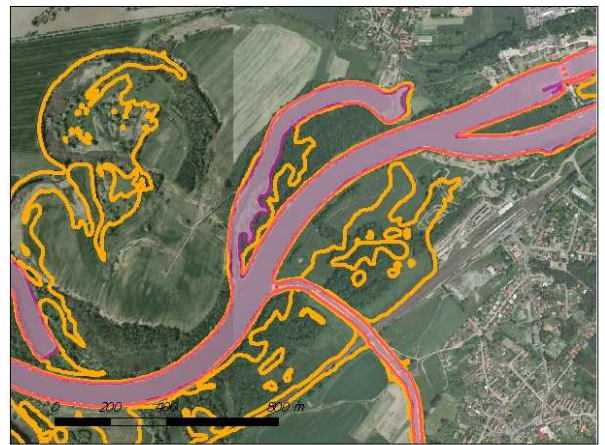
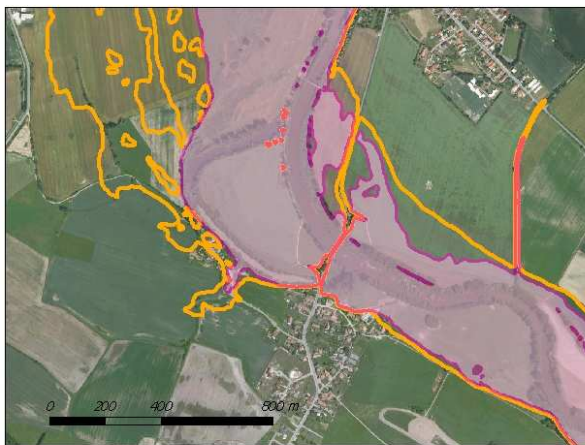
Obr. 82: Vývoj změn vodního stavu v jezeře Václavka v porovnání s údaji z nejbližšího sledovaného labského profilu tj. horní hladiny na jezu v Čelákovicích od 1. 8. 2006 do 1. 4. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p.)

Profil	Vodní stavy v jezerech a na nejbližších labských profilech od 23. 8. 2006 do 1. 4. 2010 (m n. m.)			
	Limnigraf Němčice	Jezero Němčice	Jez Čelákovice horní hladina	Jezero Václavka
normální hladina			171,59	
prům. vodní stav	218,12	219,30	171,75	171,59
max. vodní stav	220,48 (8.12.2007)	221,31 (8.12.2007 a 3.3.2008)	171,93 (3.3.2008)	171,99 (5.3.2010)
min. vodní stav	217,58 (15.10.2008)	218,92 (21.10.2008)	171,50 (26.9.2008)	171,29 (16.,23.7. a 5.,15.,21.,23.8. a 1.9.2007)
rozdíel	2,90	2,39	0,42	0,70

Tab. 29: Údaje o vodních stavech v jezeře Václavka a Němčice a na nejbližších labských profilech v období od 23. 8. 2006 do 1. 4. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p.) K výpočtu uváděných hodnot na labských profilech byly použity denní průměry vodních stavů.

9.2.3 Rozlivy Labe v oblasti zkoumaných jezer

Komunikace starých ramen s řekou za povodňových průtoků znázorňují obrázky 83 – 87. Jak je vidět z uvedených snímků, všechny lokality s výjimkou starého ramene Václavka jsou za pětileté vody zcela spojeny s řekou. Největšího rozpětí dosahuje pětiletá voda v lokalitě Obřívství a Poděbrady. Značné území bude při dvacetileté vodě zaplaveno i v oblasti jezera Václavka. U Lžovického meandru, který je doposud spojen s Labem, se v jeho blízkosti terén vzhledem ke geologické stavbě mírně zvedá, což neumožňuje rozsáhlejší rozliv Labe severovýchodním směrem (viz kap. 8.2).



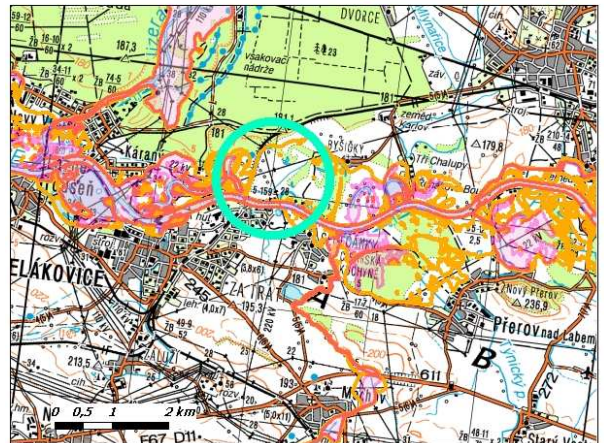
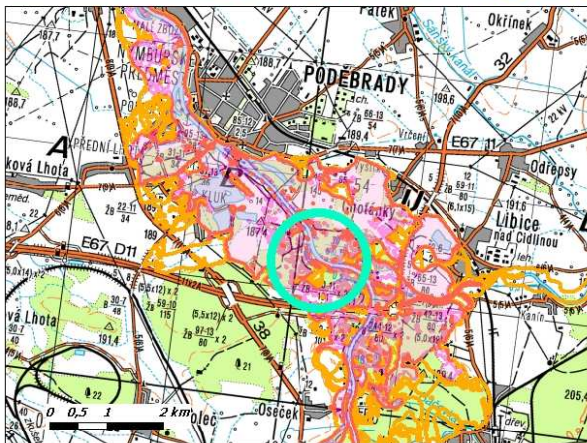
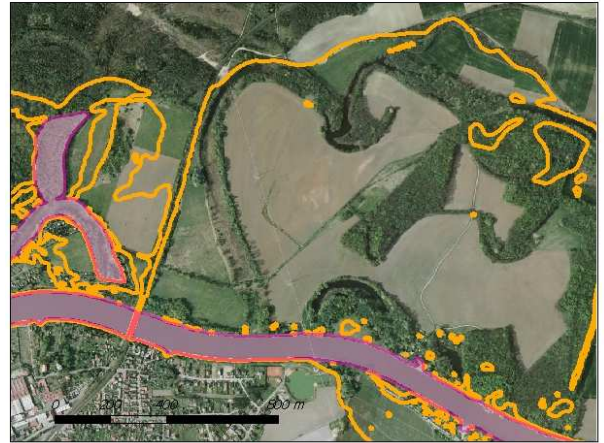
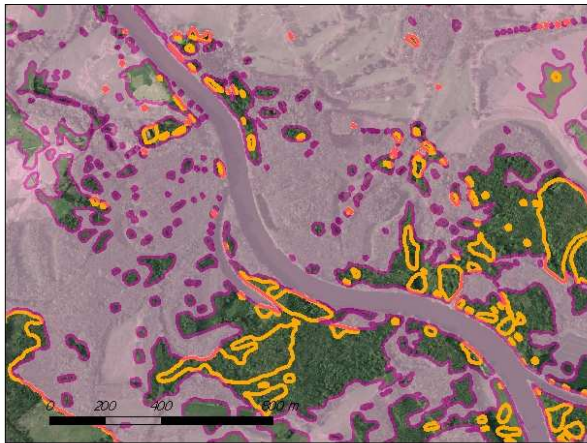
- záplavové území pětileté vody
- záplavové území dvacetileté vody
- lokalizace starého ramene

- záplavové území pětileté vody
- záplavové území dvacetileté vody
- lokalizace starého ramene

Obr. 83: Záplavová území v lokalitě Nemčice

Obr. č. 84: Záplavová území v lokalitě Lžovice

(zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)



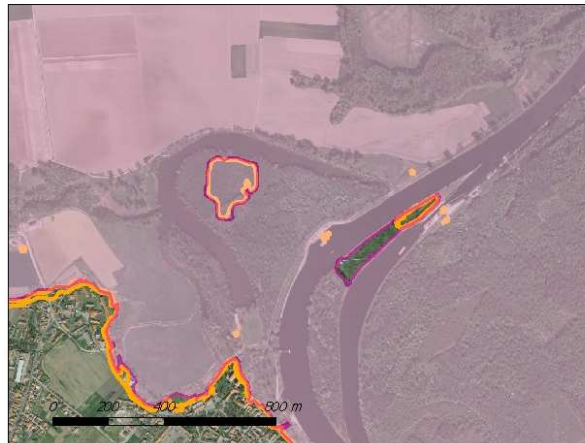
- záplavové území pětileté vody
- záplavové území dvacetileté vody
- lokalizace starého ramene

- záplavové území pětileté vody
- záplavové území dvacetileté vody
- lokalizace starého ramene

Obr. 85: Záplavová území v lokalitě Poděbrady

Obr. 86: Záplavová území v lokalitě Václavka

(zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)



- záplavové území pětileté vody
- záplavové území dvacetileté vody
- lokalizace starého ramene

Obr. 87: Záplavová území v lokalitě Obříství
 (zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)

9.3 Kvalita vody

9.3.1 Metodika odběru vzorků, měření a použitých analýz vody

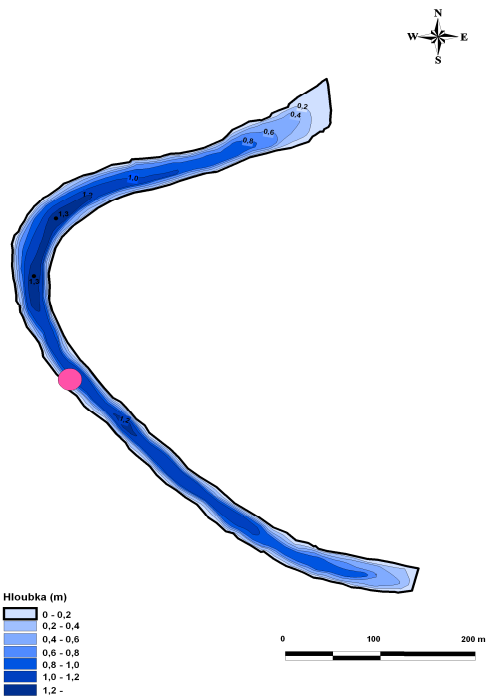
9.3.1.1 Měření ve vodním sloupci

Během sledovaného období bylo v termínech 15. listopadu 2006, 19. března, 21. června a 4. října 2007 provedeno sezónní měření fyzikálních a fyzikálně-chemických parametrů vody ve vodním sloupci zkoumaných jezer. Měření bylo provedeno z člunu pokud možno nad nejhlubšími místy jezera. Celý vertikální sloupec vody byl proměřen pomocí multiparametrické sondy YSI 6920 s dataloggerem YSI 650 MDS v intervalu 10 cm. Tímto způsobem byl stanoven průběh teploty, vodivosti, pH a rozpuštěného kyslíku ve vodním sloupci, z člunu byla dále určena průhlednost a barva vody. Popis jednotlivých parametrů je uveden v kapitole 9.3.1.3.

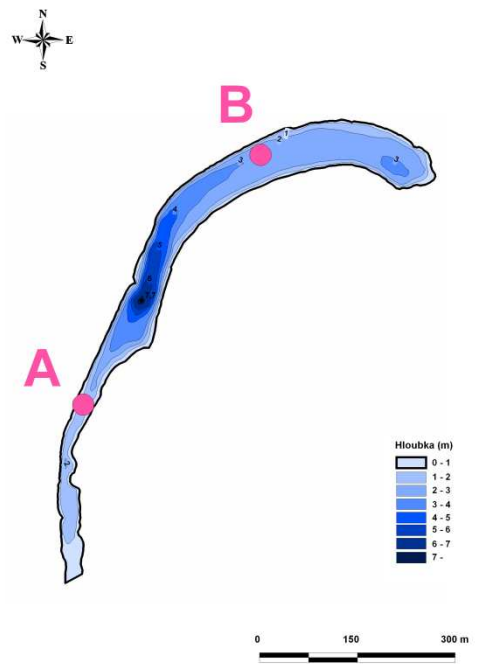
9.3.1.2 Měření kvality povrchové vody

Mimo výše uvedená měření byly prováděny pravidelné povrchové odběry vody, a to v termínech 23. 8., 8. 10., 15. 11. 2006, 18. 2., 19. 3., 23. 4., 20. 5., 21. 6., 23. 7., 22. 8. a 4. 10. 2007. Vzhledem k předchozím výzkumům labských starých ramen byla zvolena tato četnost odběrů z důvodů poměrně dynamického vývoje kvality vody v průběhu roku (Chalupová, 2003). Při vzorkování byla voda nabírána ze stanovených míst na břehu jezer vždy několik cm pod hladinou do předem vymytých PET lahví. V případě starých meandrů Lžovice, Poděbrady a Obříství byla vzhledem k velikosti jezer využívána odběrová místa dvě (obr. 88). 19. 3., 21. 6. a 4. 10. 2007 byl na všech lokalitách proveden i kontrolní odběr vody z volné hladiny při měření parametrů ve vodním sloupci z člunu. Tyto odběry byly významné zejména ve starých meandrech Němčice a Václavka, kde bylo během pravidelného vzorkování vody používáno pouze jedno odběrové místo.

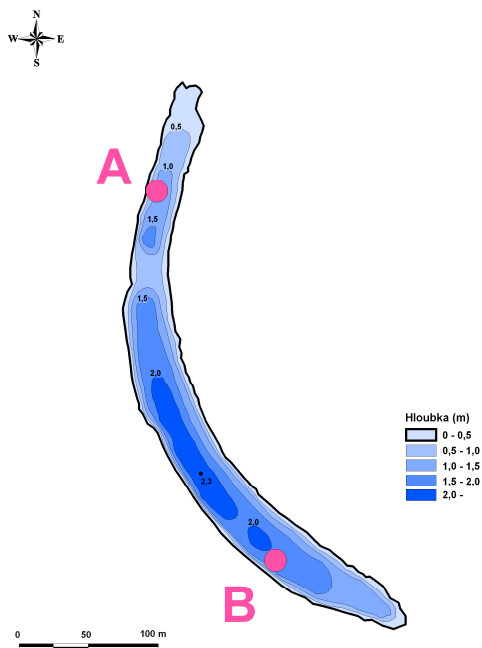
Teplota a koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě byla in situ stanovována pomocí sondy Oxi330i firmy Merck (obr. 89). Z dalších parametrů vody bylo zjišťováno pH, vodivost, kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 ($KNK_{4,5}$), chemická spotřeba kyslíku provedená manganistanem ($CHSK_{Mn}$), biologická spotřeba kyslíku za 5 dní (BSK_5), koncentrace amoniakálního dusíku ($N-NH_4$), dusitanového dusíku ($N-NO_2$), dusičnanového dusíku ($N-NO_3$), fosforečnanového fosforu ($P-PO_4$), celkového fosforu (P_{tot}) a dále obsah chloridů (Cl^-), vápníku (Ca), hořčíku (Mg), železa (Fe), manganu (Mn), suma $Ca+Mg$ (v $mmol.l^{-1}$) a tvrdost vody (v $^{\circ}dH$). Analýzy byly provedeny ve vodohospodářských laboratořích podniku Povodí Labe v Hradci Králové. Časově byla měření i odběry vody prováděny vždy mezi 8 a 14 hodinou v pořadí jezer Obříství, Václavka, Poděbrady, Lžovice a Němčice a do laboratoře byly dopraveny vždy tentýž den. Znázornění odběrových míst u zkoumaných jezer uvádí obrázek 88. Popis jednotlivých parametrů a metoda jejich stanovení je uvedena v kapitole 9.3.1.3.



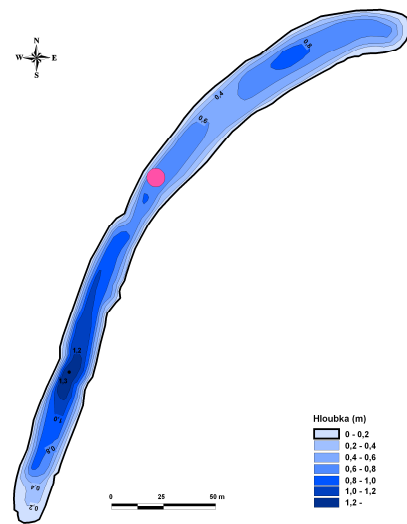
Jezero Némčice



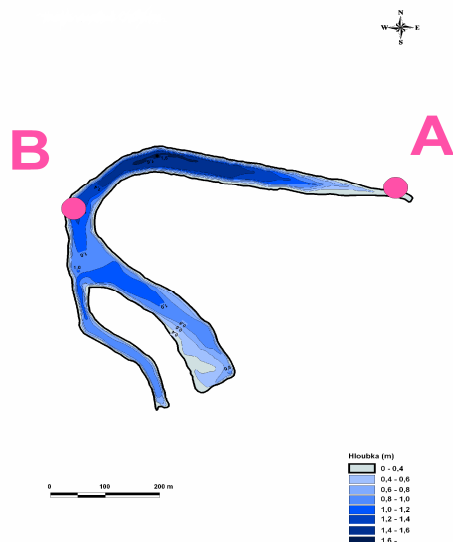
Jezero Lžovice



Jezero Poděbrady



Jezero Václavka



Obr. 89: Měření kyslíku sondou v jezeře Obříství (odběrové místo A) (foto MUDr. D. Chalupová)

Jezero Obříství

Obr. 88: Odběrová místa pro povrchové vzorkování kvality vody (v obrázku nejsou vyznačena místa odběrů vody z člunu 19. 3., 21. 6. a 4. 10. 2007)

9.3.1.3 Stanovované parametry vody

Pro zhodnocení kvality vody ve zkoumaných starých ramenech byly vybrány následující parametry používané k základní chemické analýze a k posouzení základních fyzikálních vlastností vod. Pro další zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě $N-NH_4$ ($< 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$) a $N-NO_3$ ($< 0,1 \text{ mg.l}^{-1}$) brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám příslušné meze stanovení.

Průhlednost a barva vody - Pro zjištění průhlednosti byla použita Secchiho deska o průměru 30 cm (Šobr, 2007), barva byla stanovena porovnáním Forel-Uleovy barevné škály s barvou vody v jezeře nad Secchiho deskou ponořenou do hloubky rovnající se polovině průhlednosti. Obě měření byla prováděna při zastíněné hladině (Wetzel, 2001).

Průhlednost vody je snižována zákalem, který je tvořen rozptýlenými částicemi při zvržení sedimentovaného materiálu na dně, ke snížení průhlednosti výrazně přispívá i rozvoj planktonních organismů. Nejnižší hodnoty (desítky cm) proto bývají znamenány v období rozvoje fytoplanktonu. Průhlednost dále výrazně ovlivňují látky rozpuštěné ve vodě, které odlišně absorbují spektrum světla. Malá průhlednost odpovídá jezerům s vysokým podílem minerálních látek a vysokou produkcí (mezotrofní a eutrofní jezera) a je tedy základní orientační informací o kvalitě vody v nádrži (Wetzel, 2001). Podobně i barva vody odpovídá jejímu složení, které určuje absorbované vlnové délky světla. Skutečná barva bývá často překryta zbarvením druhotným (tající sníh, odpadní vody apod.), zdánlivá barva je utvářena např. odrazem barevných odstínů okolí (oblaka, les) nebo barvou dna (Lellák, Kubíček, 1991). Vzhledem k charakteru fluviálních jezer nebývají hodnoty jejich průhlednosti příliš vysoké.

Teplota - K základním parametrům, které ovlivňují fyzikální, chemické i biologické procesy ve vodě patří teplota. Hlavním zdrojem tepla v jezerech je sluneční radiace, kdy je teplo přenášeno do hlubších vrstev vody jejím prouděním (Kalff, 2002). Nezanedbatelnou roli hraje ovšem v některých případech i antropogenní tepelné znečištění (ústí chladících vod apod.). V dostatečně hlubokých jezerech mírného pásu dochází v létě a v zimě k ustálení teplotní stratifikace, kdy jsou svrchní teplé vrstvy odděleny skočnou vrstvou - termoklinou s poklesem několika °C na 1m hloubky (metalimnion) - od chladnějších hlubších vrstev. Díky změně hustoty vody s teplotou dochází v hlubších jezerech v našich zeměpisných šířkách na jaře a na podzim k promíchávání celého vodního sloupce, které je z hlediska zásobování vody živinami velmi důležité. Taková jezera jsou pak označována jako dimiktická a holomiktická (Wetzel, 2001). V případě fluviálních jezer však většinou díky malé hloubce nedochází k ustavení výše popsané teplotní stratifikace. Jejich teplotní režim je značně rozkolísaný, závislý na teplotě vzduchu a zejména na působení větru, jehož účinkem může dojít k promíchávání celého vodního sloupce i během roku. Měření teploty je v současnosti možné provádět řadou digitálních sond a přístrojů. Při tomto výzkumu byla použita multiparametrická sonda YSI 6920 a přístroj Oxi330i firmy Merck.

Reakce vody – pH - Kyselost vodných roztoků je způsobována nadbytkem H^+ iontů, zásaditost pak nadbytkem hydroxylových iontů OH^- . V přirozených vodách je pH určováno rovnovážnými stavy mezi kyselinou uhličitou a jejími solemi, ale velmi často především mezi volným oxidem uhličitým a hydrouhličitanem (Lellák, Kubíček, 1991). Jakákoliv změna v koncentraci jednoho z těchto iontů má za následek změnu v koncentraci iontu druhého. Hodnoty kolísají od $pH = 3$ v kyselých rašelinných vodách až po $pH = 10$ ve vodách s vysokým obsahem uhličitanů a bohatými porosty vegetace. Intenzivní fotosyntéza spojená s odčerpáváním oxidu uhličitého z vody, může způsobit vzestup alkalické reakce vody až na hodnotu $pH = 11$. Rizikem zůstávají takové hodnoty pH , při kterých dochází k uvolňování toxických prvků, které jsou za běžných podmínek stabilní (např. Pb). V terénu bylo pH zjišťováno za použití multiparametrické sondy YSI 6920, laboratorně pak podle ČSN ISO 10523 (75 7365) Jakost vod – Stanovení pH .

Kyselinová neutralizační kapacita (alkalita, $KNK_{4,5}$) - Kyselinová neutralizační kapacita vody se vztahuje k celému komplexu jejích vlastností. Souhrnně ji lze definovat jako schopnost vody neutralizovat kyselinu. Nejúčinněji v tomto směru působí systém kyseliny uhličitě a jejích solí. Při analýze přírodních vod se stanovují $KNK_{5,4}$ a $KNK_{8,3}$, kdy číselné hodnoty přísluší pH bohu ekvivalence, kterému odpovídají průměrné koncentraci veškerého CO_2 (Pitter, 1999). Analogicky lze v roztocích stanovovat i zásaditou neutralizační kapacitu (aciditu) pufrující naopak zásady. Laboratorně byla KNK stanovena podle ČSN EN ISO 9963-1 (757371) Jakost vod - Stanovení kyselinové neutralizační kapacity (KNK) - Část 1: Stanovení $KNK_{4,5}$ a $KNK_{8,3}$. V povrchových vodách používaných pro vodárenské účely se hodnoty $KNK_{4,5}$ pohybují okolo 1 mmol.l^{-1} (Pitter, 1999), v případě fluviálních jezer jsou znamenány hodnoty i několikrát vyšší (Šobr, 2007).

Vodivost (konduktivita) - Vodivost je mírou koncentrace ionizovatelných anorganických a organických složek vody. Závisí na teplotě, koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle a pohyblivosti (Pitter, 1999). Kromě celkového přirozeného charakteru lokality (geologické složení hornin, oživení jezera) odráží i mnohé antropogenní vlivy jako např. využití okolních pozemků (splachy, hnojení), znečištění odpadními vodami apod. Vodivosti lze proto v oblasti neutrálního pH využít k základnímu odhadu kvality vody. V případě fluviálních jezer její hodnoty během roku značně kolísají v závislosti na biochemických pochodech v těchto poměrně mělkých vodách a pohybují se přibližně od $30 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ až po maxima přesahující $130 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Během tohoto výzkumu byla pro měření použita multiparametrická sonda YSI 6920, laboratorně byla vodivost stanovena podle ČSN EN 27888 (757344) Jakost vod. Stanovení elektrické konduktivity.

Rozpuštěný kyslík - Koncentrace kyslíku ve vodě představuje též velmi důležitý faktor ovlivňující řadu biochemických a chemických pochodů. Volný kyslík do vody buď difunduje ze vzduchu, nebo je produkován fotosynteticky aktivními organismy. Jeho obsah ve vodě značně kolísá v různých ročních obdobích, ale i během dne a noci. Koncentrace závisí na teplotě, barometrickém tlaku, velikosti styčné plochy voda – vzduch, pohybu vody, množství fotosynteticky aktivních organismů, délce efektivního oslunění apod. Epilimnický rozvoj fytoplanktonní složky může být indikován i přesycením vody tímto plynem v povrchových vrstvách (klinográdní průběh) (Lellák, Kubíček, 1991). Maxima jsou zaznamenávána okolo poledne během teplejších měsíců. Naopak v hypolimniu mohou nastat účinkem rozkladných procesů až podmínky anoxické (Kalff, 2002). Pro většinu vodních organismů jsou kritické hodnoty pod $3 - 4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Z těchto důvodů má velmi zásadní význam antropogenní organické znečištění (kontaminace splaškovými a odpadními vodami z průmyslové a zemědělské výroby), které tyto podmínky může navodit, neboť kyslík je při samočisticích procesech spotřebováván. Za anaerobních podmínek může dojít také k uvolňování jinak stabilních látek ze sedimentů, kde může být kumulována řada toxických sloučenin nebo živin (např. redukovaný As^{III} až 20 krát toxičtější než As^{V} , uvolňování fosforečanů redukcí FePO_4 (Pitter, 1999)). Ve fluviálních jezerech jsou vzhledem k výše uvedeným procesům zaznamenávány hodnoty nedostatečného prokysličení vody u dna až po přesycení v povrchových vrstvách vody přesahující $16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Ke stanovení koncentrace kyslíku in situ byla použita multiparametrická sonda YSI 6920 a přístroj Oxi330i firmy Merck.

Organické látky - Organické látky se do povrchových vod dostávají přirozenou cestou vyluhováním z půdy, sedimentů, ze zbytků rostlinných a živočišných těl, ale i jako produkty metabolismu. Řada jich ovšem pochází z průmyslové nebo zemědělské výroby, komunálních odpadů, skládkových vod apod. Některé mohou být jak antropogenního, tak přírodního původu – např. ropné látky mohou vznikat i činností bakterií v eutrofních jezerech (Pitter, 1999). Mnohé člověkem vyrobené organické látky, jsou v přírodě velmi těžce rozložitelné, a mají řadu negativních účinků (karcinogenita, mutagenita - některé pesticidy a PCB; ovlivnění propustnosti povrchové vrstvy vody, pach, chuť – ropné látky; pěnivost apod.). Mezi základní

souhrnná stanovení obsahu organických látek ve vodě patří biologická spotřeba kyslíku za 5 dní (BSK_5) popisující množství biologicky dobře odbouratelných organických látek. Tohoto stanovení lze využít i pro určení zatížení vod splašky a odpady z živočišné a zemědělské výroby. Naopak chemická spotřeba kyslíku provedená manganistanem ($CHSK_{Mn}$) nebo přesnější metoda dichromanem ($CHSK_{Cr}$) určuje koncentraci lehce i těžce odbouratelných organických látek pocházejících z průmyslových výrob, ale dnes i komunální sféry (detergenty, tenzidy). Odhaduje se, že 1 člověk vyprodukuje za den 60 g BSK_5 a 120 g $CHSK_{Cr}$ (Pitter, 1999). Poměr BSK_5 a $CHSK$ lze použít i k identifikaci převládajícího typu znečištění. Z hlediska klasifikace vod má BSK_5 vztah k saprobitě vody. Porovnání hodnot saprobního indexu S a BSK_5 uvádí tab. 30. Jednoznačný obsah organických látek je pak stanoven celkovým obsahem organického uhlíku. K přesné identifikaci a určení množství konkrétní organické látky je pak využita řada specifických stanovení (spektrální metody).

Stupeň saprobity	Saprobní index (S)	BSK_5 ($mg.l^{-1}$)
xenosaprobity	0,5	1,0
oligosaprobity	1,5	2,5
α - mesosaprobity	2,5	5,0
β - mesosaprobity	3,5	10
polysaprobity	4,5	50

Tab. 30: Hodnoty saprobního indexu S a BSK_5 pro různé stupně saprobity (zdroj: Sládeček, Tuček, 1974)

V přirozených povrchových vodách, které nejsou výrazně znečištěny, bývá poměr hodnoty BSK_5 a $CHSK$ menší než 0,1. Hodnoty BSK_5 se v takových vodách pohybují v jednotkách $mg.l^{-1}$ (Pitter, 1999). Při laboratorních analýzách bylo v případě BSK_5 postupováno podle ČSN EN 1899-2 (757517) Jakost vod - Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech (BSK_n) - Část 2: Metoda pro neřaděné vzorky, z důvodu finanční náročnosti analýzy bylo stanovení chemické spotřeby kyslíku prováděno manganistanem ČSN EN ISO 8467 (757519) Jakost vod. Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem ($CHSK_{Mn}$)

Dusík - Tento biogenní prvek se ve vodách vyskytuje v několika formách. Jako molekulární difunduje z atmosféry, takto je ovšem pro většinu organismů nevyužitelný. Rozštěpení trojné vazby v molekule dusíku umožňuje enzym nitrogenáza produkovaný např. symbiotickými půdními bakteriemi (*Rhizobium*), aerobními baktériemi (*Azobacter*, *Clostridium*) a sinicemi (*Anabaena*, *Aphanisomenon*). Vzniklé dusičnany pak mohou být využity k syntéze bílkovin a nukleových kyselin. Živé organismy dusík vylučují jako amoniak, močovinu, aminokyseliny a kyselinu močovou, rozkladem odumřelých těl vzniká amoniak. Při dostatku kyslíku je nitrifikačními baktériemi oxidován nejprve na dusitany (*Nitrosomonas*) a následně dusičnany (*Nitrobakter*). Denitrifikací za anaerobních podmínek (*Pseudomonas*) vzniká opět amoniak a plynný dusík, který je uvolňován do atmosféry (Lellák, Kubíček, 1991). Tento přirozený koloběh však značně narušuje řada antropogenních aktivit. Zvýšená koncentrace amoniakálního dusíku, který se v přirozených vodách vyskytuje pouze v minimálních množstvích, tak indikuje kontaminaci fekálním znečištěním, komunálními odpadními vodami

(produkce je odhadována na 8 g na osobu za den (Pitter, 1999)), vodami z potravinářských provozů (lihovary, cukrovary, škrobárny) a chemického průmyslu. Amonné soli ovšem obsahují i některá hnojiva. Laboratorní stanovení bylo provedeno podle ČSN EN ISO 11732 (757454) Jakost vod - Stanovení amoniakálního dusíku - Metoda průtokové analýzy (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí. *Dusitanový dusík* je v přírodních vodách zastoupen jen minimálně (Pitter, 1999). Podobně jako v případě amoniakálního dusíku poukazuje jeho zvýšený obsah na antropogenní znečištění. Koncentrace *dusičnanového dusíku* v přirozených vodách během roku značně kolísají. Za vegetačního období jsou dusičnany odčerpávány rostlinami, naopak na podzim a v zimě jejich koncentrace rostou i v souvislosti s rozkladem organické hmoty a zvýšeným vymýváním z půd. Hlavní antropogenní zdroj představuje zemědělství. Přirozená i umělá dusíkatá hnojiva jsou značně rozpustná, lehce vyluhovatelná a mohou tak snadno kontaminovat vodní toky, nádrže a podzemní vody. V tomto smyslu mají velmi negativní vliv meliorační kanály svádějící kontaminovanou vodu z pole přímo do povrchových vod. Zdrojem dusičnanového dusíku je ovšem i atmosférická depozice, kdy zejména stále se rozvíjející doprava produkuje oxidy dusíku, které postupně přecházejí právě na dusičnany. Toxicita dusičnanového dusíku je dána především jeho bakteriální redukcí na dusitany v trávicím traktu, které s hemoglobinem vytvářejí komplex – *methemoglobin*. Ten ovšem již není schopen transportovat v těle životně důležitý kyslík. Ve stojatých vodách se koncentrace amoniakálního a dusitanového dusíku pohybují v setinách až desetínách mg.l^{-1} , v období letní stagnace mohou hodnoty N-NH_4 dosáhnout i jednotek mg.l^{-1} . Dusičnanový dusík je pak většinou zastoupen jednotkami mg.l^{-1} s maximy pod 10 mg.l^{-1} (Pitter, 1999). Laboratorní stanovení dusitanů a dusičnanů bylo provedeno podle ČSN EN ISO 13395 (757456) Jakost vod - Stanovení dusitanového dusíku a dusičnanového dusíku a sumy obou průtokovou analýzou (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí.

Fosfor - Sloučeniny fosforu mají mimořádný význam. Mohou být limitujícím faktorem produkčních procesů, nebo naopak spouštěcím mechanismem eutrofizace přirozených vod. Z hlediska přesného označení jednotlivých forem fosforu vzhledem k použitým metodám stanovení je rozlišován fosfor rozpustný (především ortho- a polyfosforečnany) a fosfor nerozpustný (např. fosfolipidy, fosfoproteiny, nukleové kyseliny, minerály apod.). Fosfor reaktivní více méně odpovídá koncentraci ortofosforečnanů, která je mírně navýšena o malé procento polyfosforečnanů a organického fosforu podléhajících metodě stanovení molybdenanem. Jako nereaktivní se pak označují polyfosforečnany včetně rozpuštěného organického fosforu nestanovitelného touto metodou. Biologicky dostupný fosfor zahrnuje rozpustné ortofosforečnany, ale i ortofosforečnany volně vázané na povrchu pevných látek (Pitter, 1999). Hlavní zásobárnu představují sedimenty, kde se fosfor vyskytuje ve formě nerozpustných fosforečnanů vápníku, hořčíku, hliníku a železa. Zvětráváním jsou postupně do vodního prostředí uvolňovány rozpustné ortofosforečnany, které jsou již využitelné biomasou. (Pitter, 1999). Z ní je prvek vylučován s exkrety v rozpuštěné nebo rozptýlené koloidní formě, která je podobně jako fosforečnany uvolněné z uhynulých těl asimilovatelná. Na dně vodních

nádrží je pak fosfor vázán v sedimentech jako nerozpustný FePO_4 . Redukcí Fe^{III} za anaerobních podmínek (letní a zimní stagnace vody) dochází k opětovnému uvolnění fosforečnanů do roztoku, posun z vody do sedimentů ovšem převládá (Wetzel, 2001). Během roku koncentrace *rozpuštěného P-PO₄* ve vodě značně kolísají. K téměř úplnému vyčerpání může dojít během maxima fytoplanktonu, naopak nejvyšší hodnoty jsou zaznamenávány v období clear water (deprese fytoplanktonu) (Lellák, Kubíček, 1991). Zcela opačného vývoje dosahují koncentrace partikulovaného fosforu (fosfor vázaný v biomase fytoplanktonu, bakterií nebo v částech těl organismů). Z pohledu obsahu *celkového fosforu* ve vodním prostředí se jeho značná část nachází spíše ve formě organicky vázané (protoplasma všech organismů, zbytky těl ve vodě a v sedimentech (Wetzel, 2001)). Tento přirozený cyklus je však výrazně ovlivňován člověkem. Aplikací rozpustných fosforečnanových hnojiv dochází zásadním způsobem k ovlivnění vodních ekosystémů. Podobně nežádoucí je kontaminace vodami z prádelen, některých průmyslových provozů nebo splašková voda (člověk denně vyloučí přibližně 1,5 g P (Pitter, 1999) obsahující fosfáty z pracích prostředků. Nadměrný obsah tohoto prvku ve vodě vede při dostatku dalších biogenních prvků k výraznému rozvoji řas a sinic, jimiž je při masivním nárůstu kvalita vody značně snižována. Dochází tak k nežádoucí antropogenní eutrofizaci vod (Lellák, Kubíček, 1991). Koncentrace P-PO₄ se v přirozených povrchových vodách pohybuje v setinách až desetinách mg.l^{-1} , výjimečně je překročena hranice 1 mg.l^{-1} (Pitter, 1999). Celková koncentrace fosforu a fosfor fosforečnanový (odpovídající tedy přibližně koncentraci rozpuštěných ortofosforečnanů) byly stanoveny podle ČSN EN ISO 15681-2 Jakost vod - Stanovení orthofosforečnanů a celkového fosforu průtokovou analýzou (FIA a CFA) - Část 2: Metoda kontinuální průtokové analýzy (CFA) a ČSN EN ISO 6878 (757465) Jakost vod - Stanovení fosforu - Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným.

Chloridy - Chloridy pocházejí za přirozených podmínek především z minerálních látek. Jejich koncentrace ve vodách tedy odpovídá geologickému složení lokality. V oblasti zkoumaných jezer poukazuje zvýšení hodnot především na antropogenní kontaminaci. Tímto zdrojem mohou být komunální odpadní vody (člověk denně vyloučí přibližně 9 g chloridů, (Pitter, 1999), živočišná výroba nebo provozy chemického průmyslu. Nezanedbatelným zdrojem jsou též zimní chemické posypy vozovek. Koncentrace chloridů v přirozených povrchových vodách se pohybuje v jednotkách až desítkách mg.l^{-1} (Pitter, 1999). Vzhledem k oxidačním účinkům je chlor využíván k hygienickému zabezpečení pitné vody. Laboratorní stanovení bylo provedeno podle ČSN EN ISO 15682 (757421) Jakost vod - Stanovení chloridů průtokovou analýzou (FIA a CFA) se spektrofotometrickou nebo potenciometrickou detekcí.

Vápník a hořčík - Vápník je ve vodě přítomen především ve formě iontů, výjimečně jako suspendovaný CaCO_3 . V živé hmotě je zastoupen zejména v opěrných systémech organismů (kostry ryb, schránky rozsivek, opěrné struktury rostlin). Jeho koncentrace ve vodě závisí na pH, teplotě a přítomnosti dalších látek (hořčík, fosforečnany), proto jsou tyto parametry spolu s vodivostí v těsném vzájemném vztahu (Pitter, 1999). Vápník se ve vodním prostředí

uplatňuje i v souvislosti s pufracním systémem kyseliny uhličitě, z technologického hlediska je významná zejména vápenato-uhličitanová rovnováha vody (zanášení potrubí). Podobně jako vápník i hořčík pochází především z minerálů. Je nezbytný pro fungování energetického systému organismů (buněčné přeměny ATP a ADP), autotrofní organismy jej vážou do molekuly chlorofylu (Wetzel, 2001). Kromě přirozených zdrojů vápníku a hořčíku může jejich zvýšená koncentrace ve vodě pocházet především z průmyslových vod z provozů, kde je např. vápenec nebo dolomit využíván k neutralizaci. Obsahy obou těchto prvků jsou využívány ke stanovení tzv. tvrdosti vody. Koncentrace vápníku se v prostých povrchových vodách pohybují v řádu desítek až stovek mg.l^{-1} , v případě hořčíku to jsou jednotky až desítky mg.l^{-1} (Pitter, 1999). Zjištění jejich obsahu ve vodě bylo laboratorně provedeno podle ČSN EN ISO 11885 (757387) Jakost vod - Stanovení 33 prvků atomovou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP AES).

Tvrlost vody - Tento parametr není v literatuře definován jednotně. Podle analytických hledisek odpovídá součtu koncentrací Ca + Mg + Sr + Ba, nebo pouze Ca + Mg. Jedná se tedy o souhrnný, ne zcela přesný popis složení vody, neboť chemické a biologické vlastnosti jednotlivých prvků nejsou identické. Zde používané vyjádření v německých stupních ($^{\circ}\text{m}$, $^{\circ}\text{dH}$, $^{\circ}\text{DH}$) odpovídá 10 mg CaO, resp. 7,2 mg MgO v 1 litru vody (1°dH) a bylo stanoveno podle ČSN EN ISO 6059 (75 7384) Jakost vod – Stanovení sumy vápníku a hořčíku. Odměrná metoda s EDTA. Koncentraci Ca + Mg lze určit i podle ČSN EN ISO 11885 (757387), kdy je pak výsledná hodnota udávána v mmol.l^{-1} ($1 \text{ mmol.l}^{-1} = 5,6^{\circ}\text{dH}$).

Železo a mangan - Koncentrace těchto prvků odráží především geologické složení oblasti (výskyt rud, složení půd a sedimentů), forma výskytu pak závisí na kyslíkových poměrech, pH a přítomnosti dalších látek. Do cyklu obou prvků zasahují i bakterie. V přirozených vodách je za standardních hodnot pH poměr železitých i železnatých iontů v rovnováze. Za anaerobních podmínek dochází k redukci na více rozpustné Fe^{2+} ionty. Pokud je ve vodě kyslíku dostatek, vzniká $\text{Fe}(\text{OH})_3$, který adsorbuje fosforečnanový fosfor, čímž může dojít až k limitaci rozvoje fytoplanktonu. U dna jezer je za aerobních podmínek dále fosfor stabilizován vazbou s Fe^{3+} za vzniku nerozpustného $\text{Fe}(\text{PO}_4)_3$. V případě obou prvků dochází vzhledem k jejich vlastnostem k vertikální stratifikaci. Jejich zvýšené koncentrace poukazují na kontaminaci průmyslovými odpadními vodami především ze zpracování rudy, metalurgických provozů nebo chemických závodů. V přirozených povrchových vodách se koncentrace železa pohybují v řádu setin až desetin mg.l^{-1} a obvykle převyšují obsah manganu (Pitter, 1999). Při stanovení těchto kovů bylo postupováno podle ČSN EN ISO 11885 (757387) Jakost vod - Stanovení 33 prvků atomovou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP AES).

Limitní hodnoty výše uvedených parametrů pro pitnou vodu uvádí tabulka 31.

Parametr	Pitná voda	Typ limitu
pH	6,5 – 9,5	MH
vodivost (mS.m ⁻¹)	125	MH
CHSK _{Mn} (mg.l ⁻¹)	3	MH
chloridy - Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	100	MH
amonné ionty - NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	0,5	MH
duřitany - NO ₂ ⁻ (mg.l ⁻¹)	0,5	NMH
duřičnany - NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	50	NMH
Ca (mg.l ⁻¹)	30	MH
Mg (mg.l ⁻¹)	10	MH
Ca+Mg (mmol.l ⁻¹)	2/3,5	DH
Fe (mg.l ⁻¹)	0,2	MH
Mn (mg.l ⁻¹)	0,05	MH

Tab. 31: Mezní hodnoty vybraných parametrů pro pitnou vodu (Zdroj: Vyhláška MZ ČR č. 252/2004 Sb.)

DH – doporučená hodnota; MH – mezní hodnota – hodnota organoleptického ukazatele jakosti pitné vody, jejích přirozených součástí nebo provozních parametrů, jejíž překročení obvykle nepředstavuje akutní zdravotní riziko. Není – li uvedeno jinak, jedná se o horní hranic rozmezí přípustných hodnot; HNM – nejvyšší mezní hodnota – hodnota zdravotně závažného ukazatele jakosti pitné vody, v důsledku jejíhož překročení je vyloučeno použití vody jako pitné, neurčí-li orgán ochrany veřejného zdraví na základě zákona jinak.

9.3.2 Výsledky měření ve vodním sloupci

Vzhledem ke zcela unikátnímu charakteru vody jako chemické látky patří zjišťování jejích fyzikálně chemických vlastností ve vodním sloupci k základnímu hodnocení, které objasňuje řadu fyzikálních a biochemických procesů probíhajících v jezerech. Souhrnné výsledky těchto měření ve zkoumaných starých labských ramenech přináší tabulka 35 na konci této kapitoly. Detailní popis jednotlivých parametrů je uveden v příslušných podkapitolách.

9.3.2.1 Průhlednost a barva vody

Průhlednost a barva vody je dána řadou faktorů (viz kap. 9.3.1.3). Pronikání záření vodním sloupcem je zásadní pro rozvoj fotosyntetizujících organismů, což ovlivňuje řadu procesů ve vodním prostředí. Pokud je ve vodě dostatek živin, jejich rozvoj je tak mohutný, že průhlednost může být výrazně omezena (tab. 32). Obecně se předpokládá, že v hloubce průhlednosti zbývá ještě přibližně 10 % světla. V hlubších vrstvách vody pak převažuje dýchání a rozkladné procesy, při kterých je spotřebováván kyslík. Může tak dojít až k deficitním stavům s následným úhynem ryb (Wetzel, 2001). Průhlednost odpovídá částečně i barvě vody – oligotrofní jezera vykazují barvu modrou, naopak s přibývajícím trofím, kdy je ve vodě rozpuštěno větší množství látek pohlcujících určité vlnové délky záření, se odstín mění přes zelenou a žlutou až k hnědé (Lellák, Kubíček, 1991). Pro mělká fluviální jezera bývá typická malá průhlednost přibližně do 1 m, která odpovídá jejich eutrofnímu až hypertrofnímu charakteru s často zvrženým jemnozrnným materiálem dna (Šobr, 2007).

Trofická třída jezera	Průměrná průhlednost (m)	Minimální průhlednost (m)
ultra-oligotrofní	>12	>6
oligotrofní	>6	>3
mezotrofní	6 - 3	3 - 1,5
eutrofní	3 - 1,5	1,5 - 0,7
hypertrofní	<1,5	<0,7

Tab. 32: Průhlednost vody určená Secchiho deskou v jezerech bez anorganického suspendovaného materiálu a trofická úroveň jezer (Kalf, 2002)

Hodnoty průhlednosti a zjištěnou barvu vody ve zkoumaných jezerech uvádí tabulka 33. Pokud uvážíme roční období, situace se v jednotlivých starých ramenech poměrně lišila.

Největší rozdíly průhlednosti byly zaznamenány v jezeře Němčice, jehož hladina během měření zaznamenala největší rozdíl vodních stavů. Nejnižší průhlednost vody zde byla zaznamenána na podzim roku 2006 za nejvyššího vodního stavu, kdy pravděpodobně došlo ke zvržení jemnozrnného dnového materiálu a látek nahromaděných po vegetačním období. Během léta bývá jezero pokryto několikacentimetrovou vrstvou okřehku (*Lemna*), což pravděpodobně do jisté míry omezilo rozvoj fytoplanktonu ve vodním sloupci (obr. 90). Nižší průměrná hodnota tohoto fyzikálního parametru odpovídala celkově vyššímu zatížení jezera, které vykazovalo nejvyšší průměrné hodnoty řady stanovovaných parametrů kvality vody např. $CHSK_{Mn}$, $P-PO_4$ a dalších (viz kap. 9.3.3). Průhlednost vody v jezeře Lžovice byla výrazně vyšší. Během sledovaného období zde nebyly zaznamenány téměř žádné výkyvy,

ačkoliv zde byl během jarních a letních měsíců změřen zvýšený obsah rozpuštěného kyslíku ve vodním sloupci poukazující na rozvoj fotosyntetizujících planktonních společenstev.

Nejvyšší průměrná i vůbec zaznamenaná hodnota průhlednosti v rámci všech měření byla zjištěna v létě 2007 v jezeře Poděbrady, které je též povrchově spojeno s Labem. Za maximálních hodnot tohoto parametru byly v tomto jezeře zaznamenány nejnižší koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě odpovídající pravděpodobně období „clear water“ (Wetzel, 2001), kdy dochází k pádu planktonních druhů. Vyšší letní hodnoty průhlednosti byly v tomto jezeře zaznamenány i v roce 2005 a 2006 (Havlíková, 2007).

Významnější rozdíly průhlednosti byly zaznamenány ve zcela odděleném jezeře Václavka, které za běžných podmínek komunikuje s Labem pouze podzemní cestou. Maximální průhlednost zde byla naměřena za nejvyššího vodního stavu na jaře 2007 za nejvyššího nasycení vodního sloupce kyslíkem (viz kap. 9.2.3.5). Během dalších měření byl již tento fyzikální parametr, vodní stav i koncentrace kyslíku nižší, naopak zde byly ovšem prokázány vyšší hodnoty BSK₅ a dalších parametrů. V tomto mělkém jezeře se mohl uplatnit i pokles průhlednosti v souvislosti s mícháním vody účinkem větru či intenzivních srážek.

		Podzim 2006	Jaro 2007	Léto 2007	Podzim 2007	Průměr
Němčice	průhlednost	45	75	55	95	68
	barva	č. 18 hnědožlutá	č. 18 hnědožlutá	č. 16 žlutohnědá	č. 18 hnědožlutá	
Lžovice	průhlednost	78	80	80	80	80
	barva	č. 17 žlutohnědá	č. 18 hnědožlutá	č. 18 hnědožlutá	č. 19 hnědožlutá	
Poděbrady	průhlednost	90	85	110	95	95
	barva	č. 20 oranžovohnědá	č. 18 hnědožlutá	č. 19 hnědožlutá	č. 19 hnědožlutá	
Václavka	průhlednost	65	90	60	60	69
	barva	č. 18 hnědožlutá	č. 16 žlutohnědá	č. 18 hnědožlutá	č. 18 hnědožlutá	
Obříství	průhlednost	55	60	21	65	50
	barva	č. 17 žlutohnědá	č. 18 hnědožlutá	č. 18 hnědožlutá	č. 19 hnědožlutá	

Tab. 33: Průhlednost a barva vody ve zkoumaných jezerech

Vůbec nejnižší hodnota průhlednosti byla zaznamenána v létě 2007 v jezeře Obříství (obr. 91). Při těchto měřeních bylo zjištěno nejnižší nasycení vodního sloupce kyslíkem, a jak prokázaly povrchové analýzy vzorků vody, jezero tehdy vykazovalo nejvyšší koncentrace organicky dobře odbouratelných látek. Zde naměřená nejnižší průměrná hodnota tohoto fyzikálního parametru zjištěná v rámci všech zkoumaných starých ramen odpovídala značně eutrofnímu charakteru tohoto jezera, v kterém byly stanoveny nejvyšší průměrné koncentrace N-NO₃, BSK₅, Cl a dalších parametrů (viz kap. 9.3.3). Vzhledem k nízké hloubce jezera a značné rozloze se zde pravděpodobně uplatnil i vliv větru, kdy mohl být jemný materiál sedimentovaný u dna zvržen. Podobně zde byla velmi nízká průhlednost zaznamenána i během starších výzkumů v letech 2000/2001, kdy však byly zaznamenané hodnoty průhlednosti přibližně o 10 – 15 cm vyšší (Šnajdr, 2002).

Jisté odlišnosti v průhlednosti vody zkoumaných jezer během sledovaného období poukázaly na specifičnost každé lokality. Na hodnotách tohoto parametru se významně

podílela řada faktorů – zákal způsobený silnými větry, srážkami, dotace živinami (splachy z blízké orné půdy) způsobující rozvoj fytoplanktonu, celkové zatížení vodního ekosystému, intenzita rozkladných procesů atd. Na základě naměřených dat by tedy bylo možné konstatovat, že nejnižší průhlednosti vody byly zaznamenány v jezerech Obříství, Václavka a Němčice. Naopak stará ramena Lžovice a Poděbrady, která jsou stále spojena s Labem, jsou nejhlubší a vykazovaly nejnižší hodnoty řady stanovovaných parametrů kvality vody, vykazovala průhlednosti nejvyšší. Podle tabulky 32 by tedy všechna zkoumaná ramena odpovídala jezerům eutrofního až hypertrofního charakteru (Kalff, 2002).



Obr. 90: Pohled na hladinu jezera Němčice pokrytou okřehkem (*Lemna*) (červenec 2007) (foto D. Chalupová)



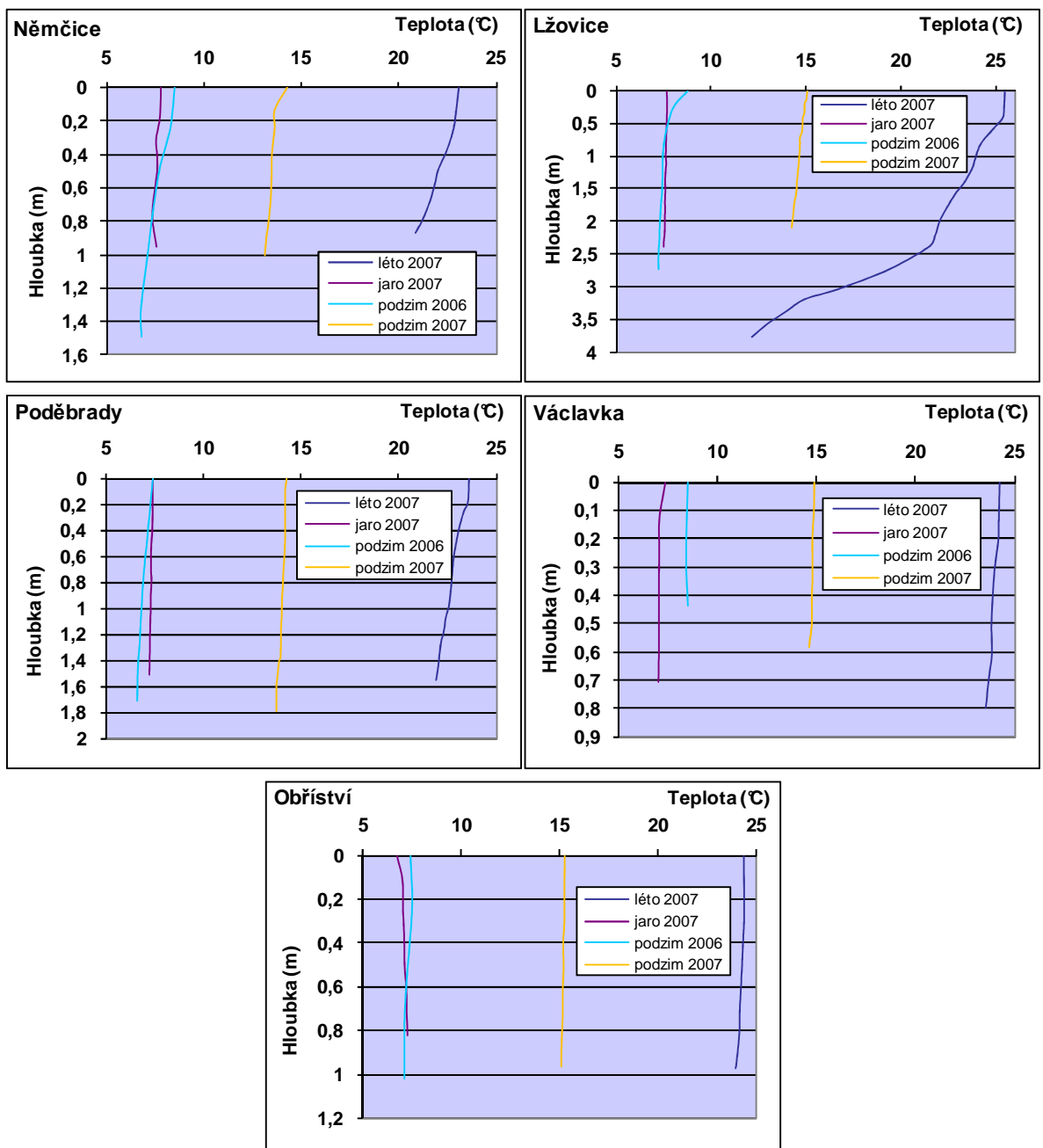
Obr. 91: Zakalená hladina v jezeře Obříství v letních měsících 2007 (foto D. Chalupová)

Z hlediska hodnocení barvy vody (tab. 33) se nejčastěji vykytovaly odstíny hnědožluté a žlutohnědé. Oranžovohnědá barva zaznamenaná na podzim 2006 ve starém rameni Poděbrady byla pravděpodobně způsobena opadem listů ze stromů, neboť toto jezero se jako jediné nachází uvnitř vzrostlého lužního lesa.

9.3.2.2 Teplota

Výsledky měření teploty ve vodním sloupci přináší obrázek 92. Tepelné vlastnosti vody jsou pro fungování vodních ekosystému zcela zásadní. Voda vzhledem ke své značné tepelné kapacitě poskytuje poměrně stabilní prostředí, tlumí výkyvy teplot a svou maximální hustotou při 4 °C umožňuje míchání vodního sloupce, které je pro přísun živin ze dna nepostradatelné. Teplota vody dále zásadním způsobem ovlivňuje rozpustnost plynů, což určuje nejen výskyt druhů, ale i řadu fyzikálně chemických procesů probíhajících ve vodním prostředí.

V našich zeměpisných šířkách dochází k míchání jezer dvakrát ročně (dimiktická jezera), kdy na jaře a na podzim je promícháván celý (holomiktická jezera) vodní sloupec, jehož teplota je tehdy v profilu téměř totožná (homotermie).



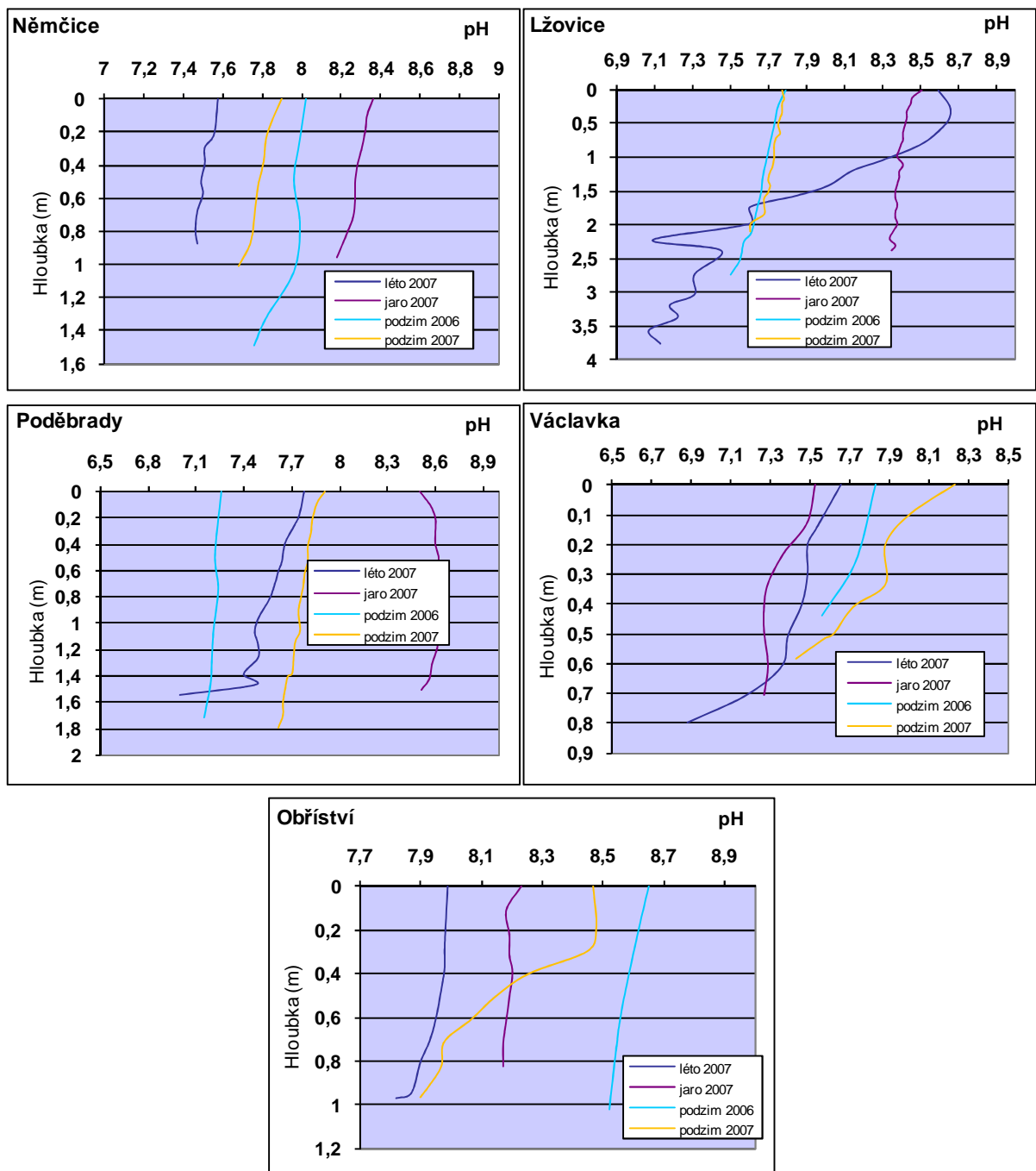
Obr. 92: Změny teploty ve vodním sloupci ve zkoumaných jezerech

V létě jsou hlubší jezera teplotně stratifikována a je v nich tedy možné rozlišit povrchové epilimnium, metalimnium s výrazným poklesem teploty s hloubkou a hypolimnium (Lellák, Kubíček, 1991). Během roku může v těchto jezerech docházet vlivem střídání denní a noční teploty, účinkem větru nebo srážek k částečnému promíchávání epilimnia i za stratifikace (Wetzel, 2001). Vzhledem k tomu, že fluviální jezera jsou říčního původu, jejich hloubka je k ustavení teplotního zvrstvení často nedostatečná. K promíchávání celého vodního sloupce tak dochází velmi často účinkem větru, deště apod. Podle předpokladu byl rozdíl teplot během měření ve vodním sloupci ve všech jezerech jen minimální a vzhledem k jejich malé hloubce zde nebyla zaznamenána teplotní stratifikace. Jedinou výjimkou bylo staré rameno Lžovice, kde byl v létě 2007 zjištěn značný pokles teploty s hloubkou. Toto jezero je výrazně hlubší (maximální hloubka zde přesáhla 7 m, kap. 9.1), což teplotní zvrstvení vody umožnilo. Za tohoto měření byla v jezeře pozorována i výrazná změna pH, vodivosti a koncentrace kyslíku s hloubkou. Teplotní režim zkoumaných starých meandrů značně závisel na změnách teploty vzduchu, působení větru, intenzitě srážek apod. Účinkem těchto vlivů docházelo k častému promíchávání celého vodního sloupce těchto jezer, což bylo s jedinou výjimkou nejhlubšího starého meandru Lžovice dokladováno téměř konstantní teplotou v celém profilu při většině měření. Teplotní stratifikace nebyla zaznamenána ani při starších výzkumech v jezeře Obříství (Šnajdr, 2002), naopak jisté teplotní zvrstvení bylo ve starém rameni Poděbrady zjištěno v zimě a na jaře 2006 (Havlíková, 2007).

9.3.2.3 Reakce vody – pH

Reakce vody patří mezi základní parametry popisující vlastnosti vody. Podle jeho hodnoty dochází ve vodách ke zcela specifickým chemickým a biochemickým reakcím, prvky se vyskytují v určitých formách, dochází k uvolňování látek ze sedimentů a naopak. V přírodních vodách je hodnota pH dána především uhličitanovou rovnováhou a pohybuje se v rozmezí hodnot 4,5 až 9,5. Pokles pH pod 4,5 způsobuje přítomnost anorganických a organických kyselin. Při pH nad 8,3 jsou ve vodě zastoupeny kromě HCO_3^- i CO_3^{2-} ionty (Pitter, 1999). Ke snížení hodnot pH i alkality vody ($\text{KNK}_{4,5}$) může dojít např. hydrolýzou iontů kovů, oxidací Fe a Mn, sulfidů a sulfidických rud, nitrifikací, vylučováním uhličitanů, chlorací vody, respirací, disimilací (aerobními biologickými rozklady), metanogenezí (anaerobním biologickým rozkladem) apod. Posun do alkalické oblasti a zvýšení $\text{KNK}_{4,5}$ bývá způsobeno redukcí Fe, Mn, síranů, zvětráváním hlinitokřemičitanů (hydrolýza), denitrifikací, intenzivní fotosyntézou, kdy je CO_2 odčerpáván fotosyntetizujícími organizmy, dále adsorpcí aniontů na hydratovaných oxidech a hlinitokřemičitanech atd. (Wetzel, 2001). Z ekologického hlediska vykazují různé organizmy různě úzkou vazbu na pH, které též určuje i další využití vod (závlahy, chladicí voda apod.).

Průběh hodnot pH s hloubkou během sledovaného období znázorňuje obrázek 93. Ve starých ramenech Nēmčice, Lžovice a Poděbrady bylo nejvyššího pH dosaženo při jarním měření, kdy byly též ve vodě zjištěny nejvyšší koncentrace kyslíku. V tůni Václavka byly maximální hodnoty pH zjištěny na podzim roku 2007, v jezeře Obříství pak na podzim 2006 (tab. 35).



Obr. 93: Změny hodnot pH ve vodním sloupci zkoumaných starých ramen

Výrazný pokles pH s hloubkou byl zjištěn pouze při letním měření ve starém rameni Lžovice, kde rozdíl povrchové a nejhlubší hodnoty činil 1,58 (tab. 35). Tehdy zde byla ve vodním sloupci zaznamenána i výrazná změna vodivosti a koncentrace kyslíku (viz kap. 9.3.2.4 a 9.3.2.5), jehož zvýšené hodnoty při hladině poukazyvaly na letní rozvoj fotosynteticky aktivních druhů. Hloubka tohoto starého ramene je výrazně větší, než tomu bylo v případě dalších zkoumaných jezer, což umožnilo výraznou stratifikaci zkoumaných parametrů.

Jak je dále z obrázku 93 patrné, při většině měření byl pozorován mírný pokles hodnot pH s rostoucí hloubkou způsobený přítomností fotosynteticky aktivních organismů

odčerpávajících CO₂; v hlubších vrstvách vody bylo pak pH snižováno rozkladnými procesy (produkce CO₂, CH₄) a dalšími reakcemi na rozhraní voda – sediment.

Celkově je možno konstatovat, že pH vody zkoumaných jezer se pohybovalo v mírně alkalické oblasti, což odpovídalo eutrofnímu charakteru starých ramen (Chalupová, 2003; Klouček, 2002). Hodnoty pH < 7 byly zaznamenány pouze v nejhlubších vrstvách vody při letním měření v jezeře Václavka (min pH = 6,88). Naopak nejalkaličtější charakter vody s minimálními výkyvy během sledovaného období vykazovalo jezero Obříství. Ještě vyšší průměrná hodnota pH zde byla zaznamenána při měření ve vodním sloupci během v letech 2000 a 2001 a činila 8,79 (Šnajdr, 2002). Největší rozdíl hodnot pH ve vodním sloupci byl zjištěn v nejhlubších jezerech Poděbrady a Lžovice (tab. 35). Podle pravidelných analýz povrchových vzorků vody vykazovala tato s Labem stále povrchově spojená stará ramena také nejnižší hodnoty KNK_{4,5} (viz kap. 9.3.3).

9.3.2.3 Vodivost

Vodivost jezer je v přirozených podmínkách dána zejména podložím a klimatickými faktory oblasti (srážky, výpar). Kromě těchto vlivů je ovšem zvyšována i rostoucím antropogenním znečištěním. Vzhledem k tomu, že se zkoumaná fluviální jezera nacházejí ve značně obydlené oblasti s intenzivním zemědělstvím a rozvinutým průmyslem, jsou těmto negativním ovlivněním značně vystavena. Kromě nežádoucího obohacení alochtonními látkami může být vodivost ovlivněna i výškou vodního stavu, který je v případě starých ramen závislý na úrovni hladiny vody v řece.

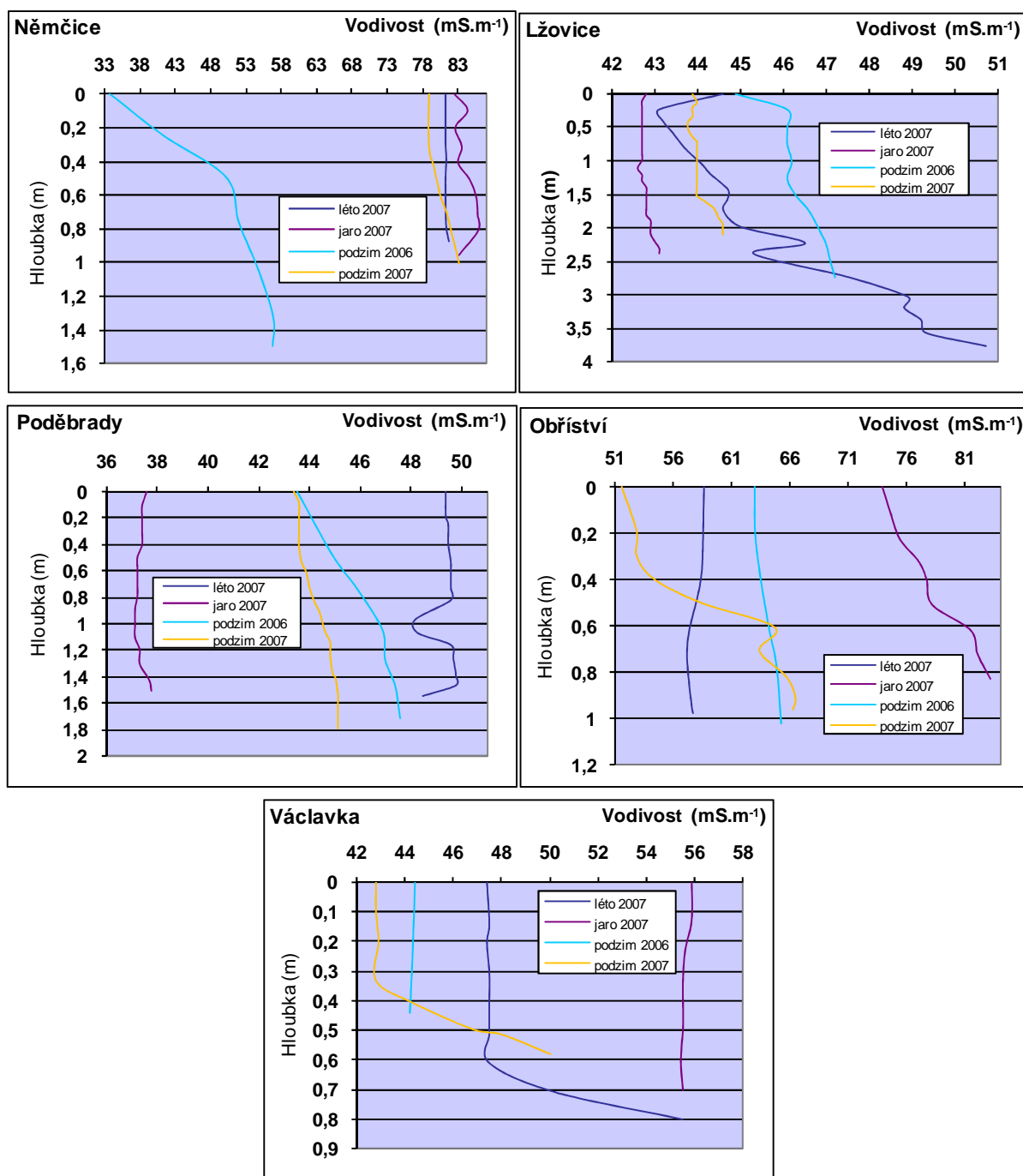
Změnu hodnot tohoto parametru s hloubkou znázorňuje obrázek 94. Závislost vodivosti na výšce hladiny byla zaznamenána výrazně především v jezeře Němčice - nejnižší hodnoty zde byly změřeny za nejvyššího vodního stavu na podzim 2006, kdy byl též zjištěn vůbec největší rozdíl vodivosti ve vodním sloupci během jednoho měření (23,2 mS.m⁻¹). Při dalších měřeních již hodnoty neklesly pod 78 mS.m⁻¹, měly s hloubkou značně vyrovnaný průběh a odpovídaly výsledkům zvýšeným koncentracím Ca, Mg, Cl (viz kap. 9.3.3).

Nejnižší hodnoty vodivosti byly zaznamenávány ve stále na Labe napojených jezerech Lžovice a Poděbrady (tab. 35). Nápadnější změna tohoto parametru s hloubkou byla podobně jako v případě pH a koncentrací kyslíku zjištěna především při letním měření v nejhlubším jezeře Lžovice. Nápadný pokles vodivosti v hloubce okolo 1 m byl pozorován v létě 2007 ve starém rameni Poděbrady, což pravděpodobně odpovídalo využití určitých iontů (Ca, Mg) planktonními druhy preferujícími tuto hloubku.

Ve zcela od Labe odděleném jezeře Václavka byla nejvyšší vodivost zaznamenána sice za nejvyššího vodního stavu (tab. 35), nicméně, jak vyplývá z povrchových rozborů vody, za zvýšených koncentrací Ca, Mg a dalších látek. Při letním a podzimním měření 2007 zde byl pozorován výrazný nárůst vodivosti v hlubších vrstvách vodního sloupce, který byl pravděpodobně výsledkem rozkladných procesů a reakcí na rozhraní voda – sediment.

Jako v tůni Václavka, i ve starém rameni Obříství byla nejvyšší vodivost ve vodním sloupci změřena na jaře 2007, kdy byly zjištěny i zvýšené hodnoty alkality, N-NO₃, chloridů, Ca, Mg

a dalších látek (viz kap. 9.3.3). K podobným závěrům došel i M. Šnajdr (2002) během let 2000/2001. Při podzimním měření v roce 2007 byl v jezeře zaznamenán výraznější nárůst vodivosti v hlubších vrstvách vody (obr. 94), kde byl změřen i velmi výrazný pokles koncentrací kyslíku poukazující na intenzivní oxidační procesy u dna jezera. Z hlediska srovnání průměrných hodnot vodivosti ve vodním sloupci v tomto jezeře se staršími výzkumy, dosahoval tento parametr změřený během let 2000/2001 hodnot přibližně o 15 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ vyšších - průměrná vodivost tehdy odpovídala 81,7 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Šnajdr, 2002).



Obr. 94: Změny vodivosti ve vztahu k hloubce ve zkoumaných jezerech

Ačkoliv je obecně v jezerech prokázán nárůst vodivosti s hloubkou vzhledem k poklesu těžších látek ve vodě, rozkladným procesům a reakcím na rozhraní voda - sediment u dna (Wetzel, 2001), vzhledem k mělkosti starých ramen a jejich častému míchání účinkem větru nebo srážek, nebyl tento jev vždy pozorován (obr. 94). Podobně tomu bylo s výškou vodních stavů, kdy vyšší úroveň hladiny neznamenal vždy nižší vodivost. Tato situace byla v jezeře Václavka zaznamenána i během výzkumných prací prováděných v letech 2005/2006 (Kryžová, 2007). Situace byla tedy především výsledkem pro každé jezero specifických biochemických procesů, rozvoje vodních společenstev a lokálního ovlivnění člověkem.

9.3.2.5 Kyslík

Přítomnost kyslíku patří mezi důležité faktory určující řadu procesů a biochemických reakcí ve vodních ekosystémech. Je spotřebováván při dýchání organismů, při oxidačních chemických reakcích a dekompozici látek. Do vody se dostává difúzí z atmosféry, jeho koncentrace tak závisí na ploše vodní hladiny, tlaku vzduchu, teplotě vody (tab. 34), jejím proudění a složení (salinita rozpustnost kyslíku snižuje). Pokud je k dispozici dostatek živin, dojde k rozvoji fotosyntetizujících planktonních druhů, které výrazně obsah kyslíku v blízkosti hladiny zvýší. Tento klinográdní průběh koncentrace kyslíku s hloubkou je často zaznamenáván právě ve studovaných fluviálních jezerech (Šobr, 2007). Pozitivní heterográdní průběh pak popisuje nárůst koncentrace tohoto plynu v určité hlubší vrstvě vody podle maxima výskytu fotosynteticky aktivního planktonu. Stratifikace však může být potlačena výrazným mícháním (Wetzel, 2001). V afotické vrstvě je obsah kyslíku nižší a převažuje zde dýchání a dekompozice. Za anoxických podmínek dochází např. k redukci Mn a Fe, které tvoří nerozpustné sloučeniny s fosforem, jež je tímto uvolněn do vodního prostředí. Do roztoku mohou přecházet i další zejména bazické ionty, vzrůstá alkalita vody a koncentrace CO₂ a NH₃, dále dochází k denitrifikaci a redukci síranů, které pak mohou vytvářet nerozpustný FeS. (Wetzel, 2001).

Nejrozkolísanější kyslíkový režim s průměrným nejnižším nasycením vodního sloupce vykazovalo jezero Němčice. Ačkoliv zde byly na jaře 2007 zjištěny naprosto nejvyšší koncentrace (přes 20 mg.l⁻¹), vzhledem k celkovému zatížení jezera (nejvyšší hodnoty CHSK_{Mn}, P-PO₄, N-NH₄ a dalších parametrů, viz kap. 9.3.3), letní a podzimní hodnoty v roce 2007 nepřekročily 4,3 mg.l⁻¹ a na podzim 2007 tu byla změřena i vůbec nejnižší zaznamenaná koncentrace kyslíku ve vodě - 0,31 mg.l⁻¹ zjištěná při měření kvality vody ve vodním sloupci zkoumaných jezer (tab. 34).

Podobně i v jezeře Lžovice bylo největší průměrné nasycení vody kyslíkem s maximem v hloubce přibližně 1,2 m pod hladinou zaznamenáno na jaře 2007. Tyto hodnoty byly ovšem překonány při letním měření 2007, kdy došlo k výraznému rozvoji fytoplanktonních druhů v povrchových vrstvách vody (obr. 95). S hloubkou ovšem obsah kyslíku velmi rychle klesal, takže celkové průměrné nasycení vody kyslíkem bylo nižší. Během tohoto měření byla ve vodním sloupci výrazně stratifikována i teplota, pH a vodivosti (viz kap. 9.3.2.2, 9.3.2.3 a 9.3.2.4).

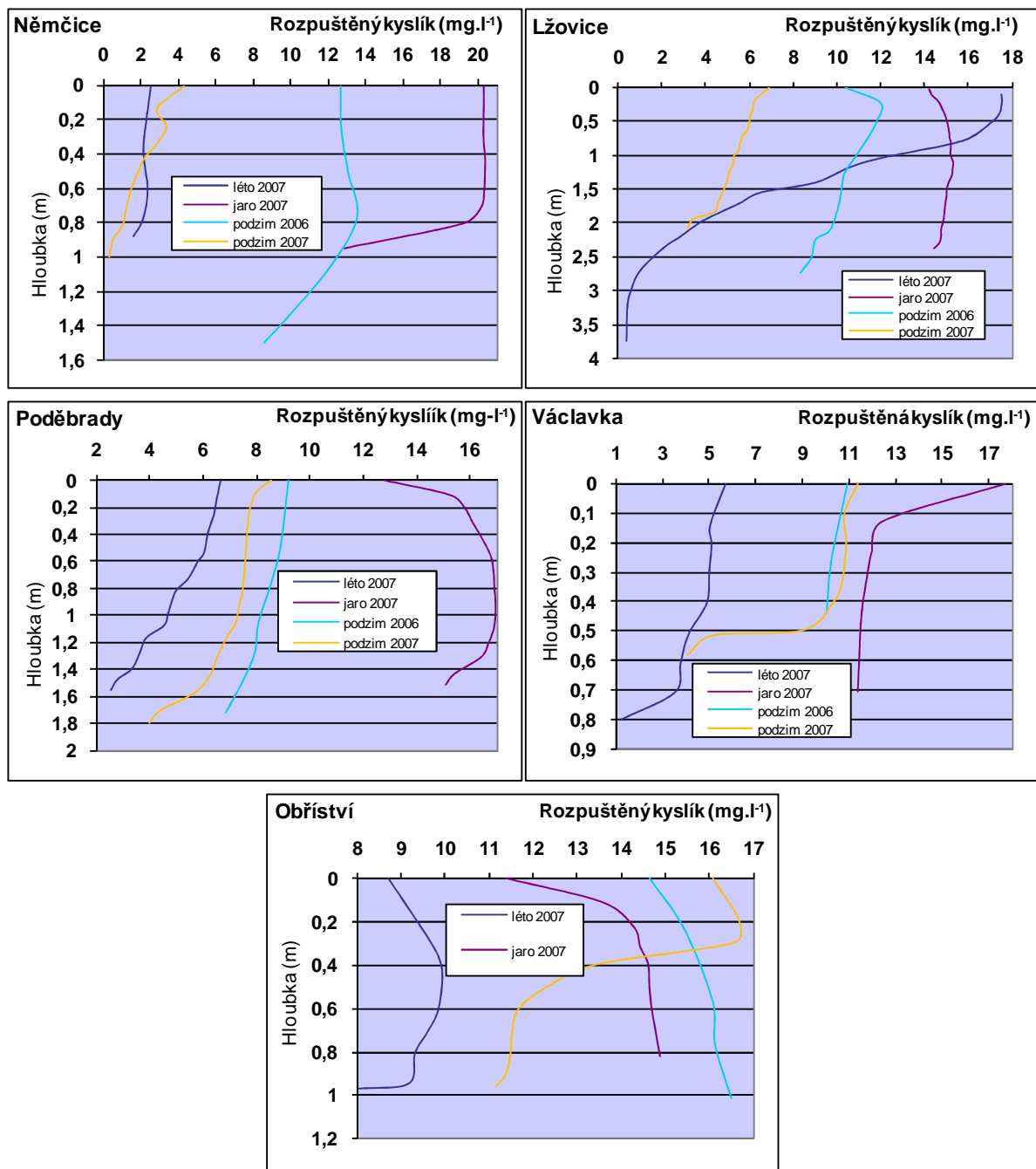
Teplota (°C)	Koncentrace kyslíku (mg.l ⁻¹)	Teplota (°C)	Koncentrace kyslíku (mg.l ⁻¹)	Teplota (°C)	Koncentrace kyslíku (mg.l ⁻¹)
0	14,621	11	11,027	22	8,743
1	14,216	12	10,777	23	8,578
2	13,829	13	10,537	24	8,418
3	13,460	14	10,306	25	8,263
4	13,107	15	10,084	26	8,113
5	12,770	16	9,870	27	7,968
6	12,447	17	9,665	28	7,827
7	12,138	18	9,467	29	7,691
8	11,843	19	9,276	30	7,558
9	11,559	20	9,092	31	7,430
10	11,288	21	8,914	32	7,305

Tab. 34: Hodnoty rovnovážné koncentrace kyslíku ve vodě v závislosti na teplotě při atmosférickém tlaku 1013,24 hPa (zdroj: Benson, Krause, 1980)

V jezeře Poděbrady byly maximální koncentrace kyslíku zaznamenány přibližně 1m pod hladinou při nejvyšším průměrném nasycení vodního sloupce tímto plynem na jaře 2007. V této hloubce byl zjištěn i výrazný pokles vodivosti poukazující pravděpodobně na odčerpání určitých prvků (Ca, Mg) planktonními druhy (viz kap. 9.3.2.4). V tomto starém rameni bylo nejvyšší nasycení vody kyslíkem přibližně v hloubce 0,5 m zjištěno i při jarním měření v roce 2006 (Havlíková, 2007). Naopak velmi nízké koncentrace tohoto plynu ve vodě zde byly zjištěny za maximální průhlednosti v létě 2007. Při tomto měření tak pravděpodobně bylo zaznamenáno období „clear water“ (Wetzel, 2001).

V jezeře Václavka bylo nejvyšší průměrné nasycení vodního sloupce kyslíkem zjištěno podobně jako v případě dalších zkoumaných starých ramen na jaře 2007. Maxima byla ovšem změřena těsně u hladiny, což pravděpodobně poukazovalo na dominanci fytoplanktonu s jinými ekologickými nároky, než tomu bylo např. v případě jezera Poděbrady (obr. 95).

Poměrně odlišná situace byla zaznamenána v jezeře Obříství. Maximální změřené koncentrace kyslíku byly ve vodním sloupci zjištěny při obou podzimních měřeních, kdy překračovaly 16 mg.l⁻¹ (obr. 95). V roce 2006 byly tyto hodnoty zaznamenány v hloubce přibližně 1 m pod hladinou, zatímco na podzim 2007 obsah kyslíku po dosažení vůbec nejvyšší hodnoty změřené v tomto jezeře - 16,68 mg.l⁻¹ v hloubce 30 cm - rychle klesal, proto bylo celkové průměrné nasycení vodního sloupce tímto plynem nižší (tab. 35). Značnou stratifikaci tehdy vykazovalo i pH a vodivost (viz kap. 9.2.3.3 a 9.2.3.4), což pravděpodobně odpovídalo odčerpání kyslíku při rozkladných procesech v blízkosti dna za uvolnění různých iontů a H⁺ do vody (Wetzel, 2001). Poměrně vysoké nasycení vody kyslíkem bylo zjištěno i na jaře 2007, kdy byly vyšší koncentrace zaznamenávány opět v hlubších vrstvách vody (obr. 95). V rámci všech zkoumaných jezer vykazovalo toto staré rameno nejvyšší průměrné nasycení vodního sloupce kyslíkem s minimálními výkyvy během všech měření (tab. 35). Jezero tak pravděpodobně poskytovalo při své poměrně malé hloubce a dostatku živin (nejvyšší koncentrace N-NO₃, vyšší hodnoty P_{tot}, viz kap. 9.3.3) ideální podmínky pro rozvoj fotosyntetizujících organismů.



Obr. 95: Změny koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vodním sloupci ve zkoumaných jezerech

Z hlediska minimálních koncentrací kyslíku bylo v případě většiny jezer nejnižší průměrné nasycení vodního sloupce zaznamenáno při letních měřeních, kdy je při vyšších teplotách snížena rozpustnost tohoto plynu ve vodě a zintenzivňují se rozkladné procesy (v jezerech Václavka a Obříství byly i nejvyšší hodnoty BSK₅, viz kap. 9.3.3). Tento vývoj byl zaznamenán i při předešlých výzkumných pracích v jezeře Václavka (Kryžová, 2007), podobně bylo potvrzeno nižší nasycení vodního sloupce kyslíkem při podzimních a letních měřeních v roce 2005 a 2006 i v jezeře Poděbrady (Havlíková, 2007). Nízké obsahy tohoto plynu ve vodě v létě poukazovaly též, vyjma jezera Lžovice, na absenci takových

fotosynteticky aktivních druhů, které by tyto podmínky preferovaly a výše uvedené ztráty nahradily (obr. 95).

Při posouzení průhlednosti vody neodpovídaly ve většině případů nejvyšší koncentrace kyslíku produkované v těchto eutrofních jezerech převážně fytoplanktonními společenstvy minimálním hodnotám tohoto fyzikálního parametru, neboť se zde uplatnila i řada dalších procesů. Výjimku tvořilo pouze jezero Poděbrady, kdy byla za maximálních koncentrací tohoto plynu ve vodě zjištěna i minimální průhlednost a při minimálním obsahu kyslíku ve vodě v létě 2007 byla změřena vůbec nejvyšší hodnota průhlednosti zaznamenaná ve všech zkoumaných starých ramenech - 110 cm (viz kap. 9.2.3.1). Toto jezero je stále napojeno na Labe a vzhledem k faktu, že leží uprostřed dobře zachovalého lužního lesa, je značně uchráněno negativním vlivům jako např. splach z hnojených polí nebo kontaminace splaškovou vodou z blízkého osídlení apod.

	Němčice					Lžovice					Poděbrady					Václavka					Obříství				
	Hloubka (m)	Teplota (°C)	pH	Vodivost (mS·m ⁻¹)	Kyslík (mg·l ⁻¹)	Hloubka (m)	Teplota (°C)	pH	Vodivost (mS·m ⁻¹)	Kyslík (mg·l ⁻¹)	Hloubka (m)	Teplota (°C)	pH	Vodivost (mS·m ⁻¹)	Kyslík (mg·l ⁻¹)	Hloubka (m)	Teplota (°C)	pH	Vodivost (mS·m ⁻¹)	Kyslík (mg·l ⁻¹)	Hloubka (m)	Teplota (°C)	pH	Vodivost (mS·m ⁻¹)	Kyslík (mg·l ⁻¹)
15.11.2006																									
průměr	0,77	7,5	7,93	49,5	11,85	1,39	7,6	7,66	46,4	10,23	0,85	7,0	7,22	45,7	8,25	0,25	8,5	7,71	44,3	10,40	0,52	7,3	8,58	64,0	15,76
max	1,50	8,5	8,02	57,0	13,58	2,73	8,8	7,79	47,2	11,98	1,72	7,6	7,29	47,6	9,18	0,44	8,5	7,83	44,4	10,92	1,02	7,5	8,65	65,2	16,51
min	0,00	6,8	7,76	33,8	8,63	0,00	7,3	7,50	44,9	8,31	0,00	6,6	7,15	42,6	6,83	0,00	8,4	7,56	44,2	10,03	0,00	7,2	8,52	62,9	14,64
rozdíl	1,50	1,7	0,26	23,2	4,95	2,73	1,5	0,29	2,3	3,67	1,72	1,0	0,14	5,0	2,35	0,44	0,1	0,27	0,2	0,89	1,02	0,3	0,13	2,3	1,87
směr. odch.	0,55	0,7	0,10	8,8	1,82	0,90	0,4	0,09	0,6	1,16	0,63	0,4	0,04	1,9	0,82	0,20	0,0	0,14	0,1	0,47	0,40	0,2	0,05	1,0	0,74
19.3.2007																									
průměr	0,46	7,6	8,28	84,1	19,42	1,21	7,6	8,40	42,8	14,91	0,75	7,3	8,60	37,3	16,11	0,39	7,1	7,35	55,6	12,37	0,37	7,1	8,15	78,1	14,06
max	0,95	7,8	8,36	85,8	20,33	2,39	7,7	8,51	43,1	15,29	1,51	7,4	8,64	37,8	16,93	0,70	7,4	7,53	55,9	17,72	0,82	7,3	8,23	83,2	14,88
min	0,00	7,4	8,18	82,4	12,89	0,00	7,5	8,34	42,6	14,23	0,00	7,2	8,50	37,1	12,81	0,00	7,0	7,27	55,4	11,34	0,00	6,8	7,83	73,9	11,37
rozdíl	0,95	0,4	0,18	3,4	7,44	2,39	0,2	0,17	0,5	1,06	1,51	0,2	0,14	0,7	4,12	0,70	0,4	0,26	0,5	6,38	0,82	0,5	0,40	9,3	3,51
směr. odch.	0,31	0,1	0,05	1,3	2,32	0,73	0,0	0,04	0,1	0,28	0,48	0,1	0,04	0,2	1,08	0,24	0,1	0,10	0,2	2,04	0,29	0,2	0,11	3,2	1,08
21.6.2007																									
průměr	0,49	22,1	7,51	81,3	2,20	1,86	20,9	7,80	45,9	7,39	0,83	22,7	7,54	49,3	4,91	0,42	24,0	7,38	48,7	4,28	0,60	24,2	7,93	57,9	9,34
max	0,87	23,1	7,58	81,6	2,57	3,75	25,5	8,65	50,7	17,52	1,55	23,6	7,78	49,8	6,67	0,80	24,3	7,66	55,5	5,73	0,97	24,4	7,99	58,6	9,93
min	0,00	20,9	7,46	81,2	1,57	0,00	12,2	7,07	43,1	0,35	0,00	21,9	7,00	48,2	2,57	0,00	23,5	6,88	47,4	1,23	0,00	23,9	7,82	57,2	8,04
rozdíl	0,87	2,2	0,12	0,4	1,00	3,75	13,3	1,58	7,6	17,17	1,55	1,7	0,78	1,6	4,10	0,80	0,7	0,78	8,1	4,50	0,97	0,5	0,17	1,4	1,89
směr. odch.	0,26	0,7	0,04	0,1	0,28	1,18	4,5	0,60	2,4	6,88	0,48	0,6	0,19	0,5	1,39	0,25	0,3	0,23	2,7	1,35	0,29	0,2	0,06	0,5	0,82
4.10.2007																									
průměr	0,52	13,5	7,79	80,5	1,98	1,07	14,6	7,71	44,1	5,20	0,92	14,0	7,74	44,3	6,87	0,33	14,8	7,79	45,1	9,06	0,55	15,2	8,17	59,6	13,25
max	1,01	14,3	7,90	83,2	4,29	2,10	15,0	7,78	44,6	6,93	1,79	14,3	7,91	45,1	8,57	0,58	14,9	8,23	50,0	11,41	0,96	15,3	8,48	66,5	16,68
min	0,00	13,1	7,68	78,9	0,31	0,00	14,3	7,61	43,8	3,14	0,00	13,8	7,61	43,4	3,95	0,00	14,7	7,43	42,8	4,09	0,00	15,1	7,90	51,5	11,19
rozdíl	1,01	1,1	0,22	4,3	3,98	2,10	0,8	0,17	0,8	3,79	1,79	0,5	0,30	1,7	4,62	0,58	0,3	0,80	7,2	7,32	0,96	0,2	0,58	15,0	5,49
směr. odch.	0,32	0,3	0,06	1,6	1,23	0,65	0,2	0,05	0,3	1,01	0,57	0,2	0,08	0,6	1,22	0,21	0,1	0,26	2,8	2,83	0,30	0,1	0,23	6,3	2,31
hydrologický rok 2006/2007																									
průměr	0,55	12,86	7,88	75,78	8,61	1,35	12,82	7,95	44,46	9,62	0,84	13,43	7,85	43,89	9,10	0,37	14,59	7,52	49,37	8,74	0,50	14,04	8,16	65,24	12,82
max	1,50	23,08	8,36	85,80	20,33	3,75	25,48	8,65	50,70	17,52	1,79	23,60	8,64	49,80	16,93	0,80	24,28	8,23	55,90	17,72	1,02	24,43	8,65	83,20	16,68
min	0,00	6,76	7,46	33,80	0,31	0,00	7,27	7,07	42,60	0,35	0,00	6,59	7,00	37,10	2,57	0,00	6,96	6,88	42,80	1,23	0,00	6,75	7,82	51,50	8,04
rozdíl	1,50	16,32	0,90	52,00	20,02	3,75	18,21	1,58	8,10	17,17	1,79	17,01	1,64	12,70	14,36	0,80	17,32	1,35	13,10	16,49	1,02	17,68	0,83	31,70	8,64
směr. odch.	0,36	5,91	0,29	13,49	7,78	0,90	5,91	0,43	1,86	5,25	0,52	6,25	0,50	4,59	4,64	0,23	7,10	0,28	4,98	3,83	0,31	7,09	0,24	9,42	2,66

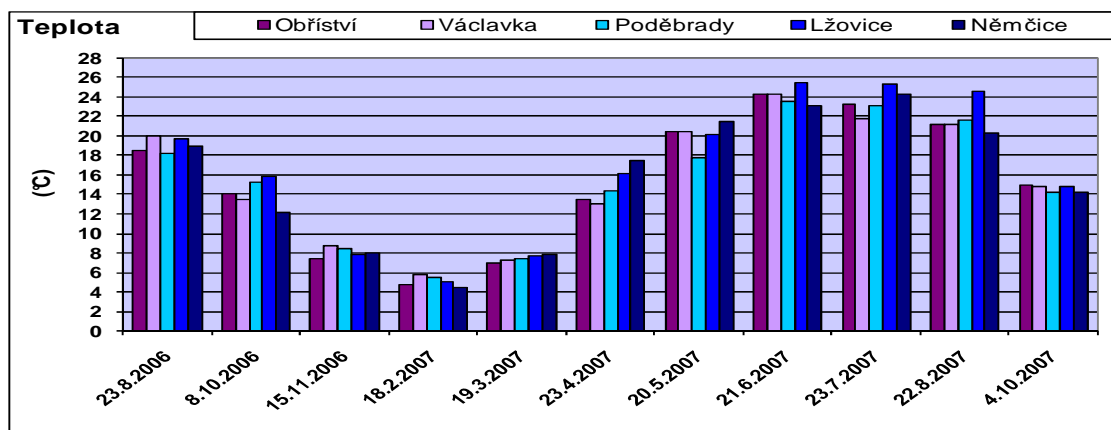
Tab. 35: Výsledky měření vybraných parametrů ve vodním sloupci zkoumaných starých ramen

9.3.3 Výsledky analýz kvality povrchové vody

Z hlediska mobility a biologické dostupnosti toxických kovů vázaných v sedimentech, na jejichž koncentrace byl tento výzkum zaměřen, má zejména hodnota pH, koncentrace kyslíku ve vodě, ale i přítomnost dalších látek (Ca, Mg, Cl, apod.) zásadní význam (viz kap. 7). Vzhledem k větší reprezentativnosti výsledků bylo především ve větších jezerech provedeno vzorkování z více odběrových míst, kdy pak grafy uvádějí vždy hodnotu průměrnou vztahující se k jednomu datu měření (viz kap. 9.3.1). Souhrn výsledků všech naměřených dat ve srovnání s údaji ze starších výzkumů uvádí tabulka 37 umístěná na konci této kapitoly.

9.3.3.1 Teplota, pH, alkalita a vodivost

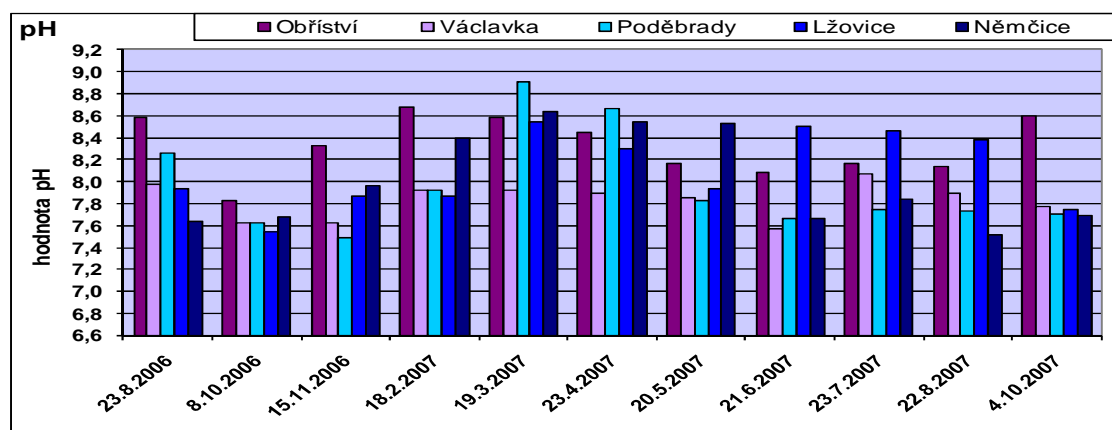
Změny teplot (obr. 96) v povrchové vrstvě vody zkoumaných jezer odpovídaly ročnímu období. Nejvyšší průměrná hodnota byla zaznamenána v jezeře Lžovice, které je stále svou jižní částí zcela spojeno s Labem (tab 37).



Obr. 96: Průběh teplot v povrchové vrstvě vody zkoumaných fluvialních jezer během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

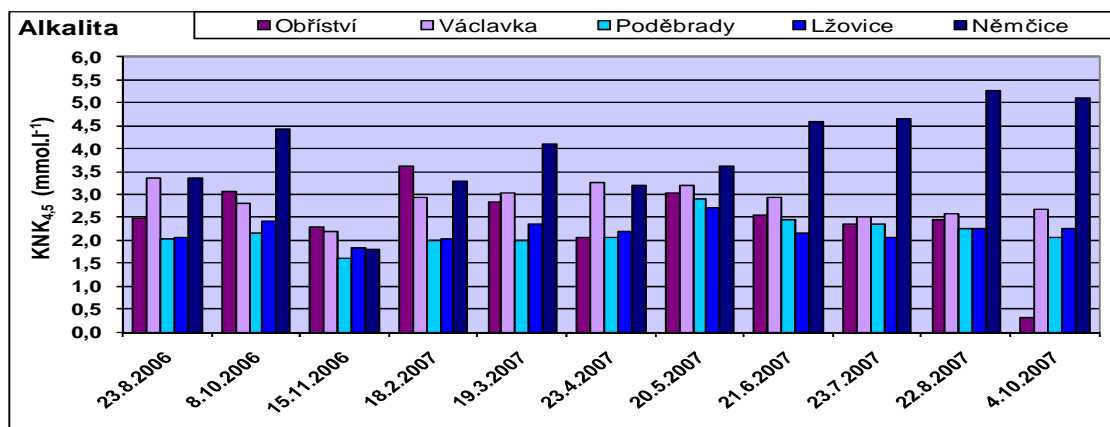
Hodnoty pH se v povrchové vrstvě vody zkoumaných starých ramen pohybovaly v neutrální až alkalické oblasti. Mírné zvýšení bylo zjištěno ve většině případů koncem zimy a v jarních měsících, kdy ve starých ramenech dochází k rozvoji fytoplanktonu odčerpávajícího z vody CO_2 . Ve starém rameni Němčice tak byly vyšší hodnoty pH zjištěny v březnu, dubnu a květnu za zvýšených koncentrací kyslíku ve vodě (obr. 97 a 101). Hodnoty tohoto parametru zde byly poměrně rozkolísané, ačkoliv zde byla zaznamenána nejvyšší průměrná hodnota $\text{KNK}_{4,5}$. V jezeře Lžovice bylo vyšší pH změřeno na jaře, nicméně další nárůst hodnot byl zaznamenán i během léta, kdy pravděpodobně došlo k letnímu rozvoji fytoplanktonu. Tehdy byly změřeny i výrazně vyšší koncentrace kyslíku při hladině (viz kap. 9.3.2.5). Naopak v jezeře Poděbrady byly zvýšené hodnoty pH zaznamenány pouze v březnu a dubnu, během letních měsíců bylo pH udržováno na hodnotách nižších a vzhledem k značnému zvýšení průhlednosti a nízkým koncentracím kyslíku zde nebyl letní rozvoj fytoplanktonu zaznamenán (viz kap. 9.3.2.1). Jak uvádí tabulka 37, obě tato jezera spojená s řekou vykazovala nejvyšší rozkolísanost hodnot pH během měření, což odpovídalo i nejnižším hodnotám alkality vody a dalších parametrů. Shodná průměrná hodnota pH byla v jezeře Poděbrady změřena i během výzkumu v letech

2004 – 2007 (Havlíková, 2007). Naopak nejméně rozkolísaný režim pH byl zaznamenán ve zcela od Labe oddělené tůni Václavka, kde se hodnoty alkality blížily 3 mmol.l^{-1} . Jen nepatrně nižší průměrná hodnota pH zde byla zaznamenána během výzkumu prováděného v letech 2005/2006 (Kryžová, 2007). Nejvyšší průměrné pH bylo zjištěno v jezeře Obříství, kde k mírnému poklesu hodnot došlo koncem jara a v létě (obr. 97). Jak je patrné z tabulky 37, toto staré rameno vykazovalo vyšší hodnoty řady parametrů včetně obsahu živin umožňujících značný rozvoj planktonních druhů – byla zde zaznamenána i nejvyšší průměrná koncentrace kyslíku ve vodě. Ještě vyšší průměrné pH bylo v tomto starém rameni zjištěno během měření v roce 2000 a 2001, kdy dosahovalo 8,47 (Šnajdr, 2002).



Obr. 97: Vývoj hodnot pH během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Podrobný vývoj hodnot alkality během sledovaného období ve zkoumaných starých ramenech přináší obr. 98. Jak je patrné, nejvíce rozkolísaný režim s nejvyššími hodnotami $\text{KNK}_{4,5}$ především v létě a na podzim byl zaznamenán v jezeře Němčice. Toto oddělené staré rameno vykazovalo kromě nejvyšších hodnot CHSK_{Mn} a fosforu i nejvyšší obsah hořčíku, ale především vápníku, který je z hlediska pufracních systémů ve vodním prostředí nejvýznamnější (tab. 37) (Pitter, 1999). Naopak nejnižší hodnoty $\text{KNK}_{4,5}$ byly zaznamenány ve stále s Labem spojených jezerech Lžovice a Poděbrady, ve kterých byl zjištěn i nejnižší obsah tohoto prvku a značná rozkolísanost hodnot pH během sledovaného období. Jak uvádí P. Havlíková (2007), během výzkumů v letech 2004 – 2007 byla v jezeře Poděbrady hodnota $\text{KNK}_{4,5}$ jen mírně vyšší. Průměrné hodnoty alkality blížící se 3 mmol.l^{-1} byly zaznamenány v jezeře Václavka, které vykazovalo podobně jako staré rameno v Němčicích průměrné koncentrace vápníku přesahující 100 mg.l^{-1} (tab. 37). Stejná průměrná hodnota tohoto parametru byla v jezeře Václavka změřena i během předchozích výzkumných prací v roce 2005/2006 (Kryžová, 2007). Poměrně rozkolísaný režim hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ vykazovalo staré rameno Obříství. Jak je z obr. 98 patrné, nejvyšší alkalita zde byla naměřena v únoru 2007, kdy byl v jezeře zaznamenán i výrazně vyšší obsah vápníku, hořčíku a dalších iontů (obr. 105, 106 a 107). Ještě vyšší průměrná hodnota tohoto parametru ($4,2 \text{ mmol.l}^{-1}$) byla v tomto jezeře naměřena během výzkumu prováděného v letech 2000 a 2001 (Šnajdr, 2002).

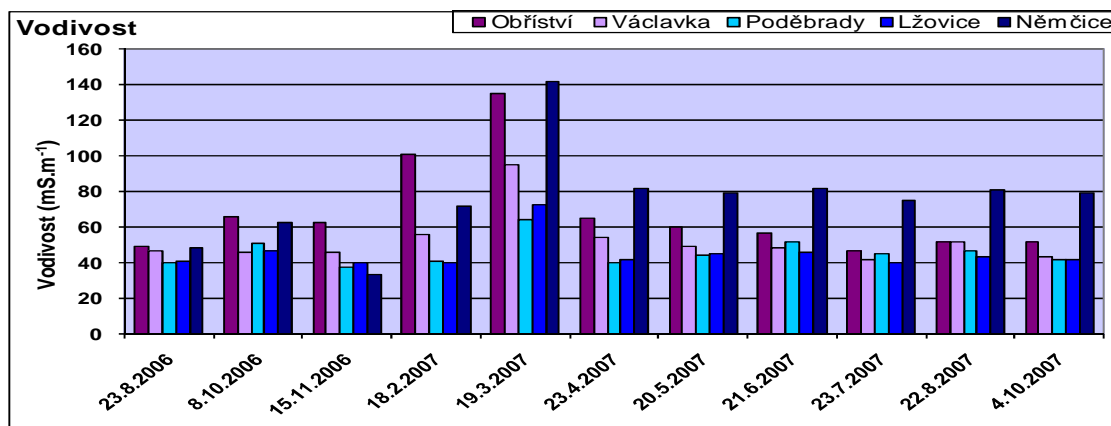


Obr. 98: Alkalita vody zkoumaných jezer během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Jak je z obrázku 99 patrné, nejvyšší hodnoty vodivosti byly ve všech zkoumaných jezerech zaznamenány v březnu 2007. Nejnižší průměrné hodnoty tohoto parametru odpovídající podle ČSN 75 7221 Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod II. třídě jakosti vody byly zjištěny ve stále s Labem spojených jezerech ve Lžovicích a Poděbradech, kde tento parametr vykazoval i nejnižší rozkolísanost během sledovaného období (tab. 37). Při porovnání s výsledky z dalších zkoumaných jezer zde byly naměřeny i nejnižší průměrné hodnoty BSK_5 , $CHSK_{Mn}$, koncentrace vápníku, tvrdosti a dalších ukazatelů kvality vody (tab. 37). Průměrná hodnota vodivosti zjištěná v jezeře Poděbrady v letech 2004 – 2007 byla ještě o něco nižší (Havlíková, 2007). Výrazně vyšší hodnoty vodivosti se značnou rozkolísaností během sledovaného období byly zaznamenány ve starých ramenech Obříství a Němčice, kde charakteristické hodnoty odpovídaly IV. třídě jakosti vody. Ke zvýšení tohoto parametru v jezeře Němčice došlo především v březnu, vyšší hodnoty vodivosti zde byly ovšem stanoveny i při dalších měřeních - vzorky vody z tohoto jezera vykazovaly v únoru a březnu krátkodobé zvýšení hodnot anorganického dusíku (obr. 103), od března byl ovšem ve starém rameni zaznamenán i výrazný nárůst koncentrací Ca, Mg, chloridů a $CHSK_{Mn}$. Podobně tomu bylo i v případě jezera Obříství. Nejvyšší hodnoty vodivosti naměřené v únoru a březnu 2007 odpovídaly i období zvýšených koncentrací anorganického dusíku, chloridů, vápníku a hořčíku (obr. 103, 105, 106, 107). Výrazně vyšší průměrná hodnota tohoto parametru ($85,4 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$) byla v jezeře Obříství zjištěna během předcházejících výzkumných prací prováděných v roce 2000 a 2001 (Šnajdr, 2002). III. třída jakosti vody byla pro tento ukazatel vypočtena z údajů změřených v jezeře Václavka. I zde byla nejvyšší hodnota vodivosti stanovena v březnu při výrazně vyšších koncentracích vápníku (obr. 106). Jen o málo nižší průměrná hodnota vodivosti byla v tůni Václavka zjištěna při výzkumu v letech 2005/2006 (Kryžová, 2007).

Vyšší hodnoty vodivosti zaznamenané ve většině jezer počátkem jara odpovídaly částečně přírodním procesům ale i plošným antropogenním ovlivněním probíhajícím v tomto období (vymývání látek z půdy, splach nevyužitých hnojiv při tání sněhu, posyp vozovek během zimy, vápnění rybníků pro úpravu hodnot pH apod.). Kromě toho se v těchto eutrofních

vodách uplatňuje řada biochemických procesů v souvislosti s nástupem vegetačního období; vyloučit ovšem nelze ani další lokální kontaminaci během sledovaného období. Pokud uvážíme vodní stavy ve zkoumaných jezerech, nejvyšší hodnoty vodivosti neodpovídaly ve většině případů nejnižším vodním stavům, kdy by mohlo dojít k zvýšení koncentrací rozpuštěných látek ve vodě. Vzestup vodivosti by v souvislosti s poklesem hladiny mohl odpovídat pouze v jezeře Němčice (viz kap. 9.2).



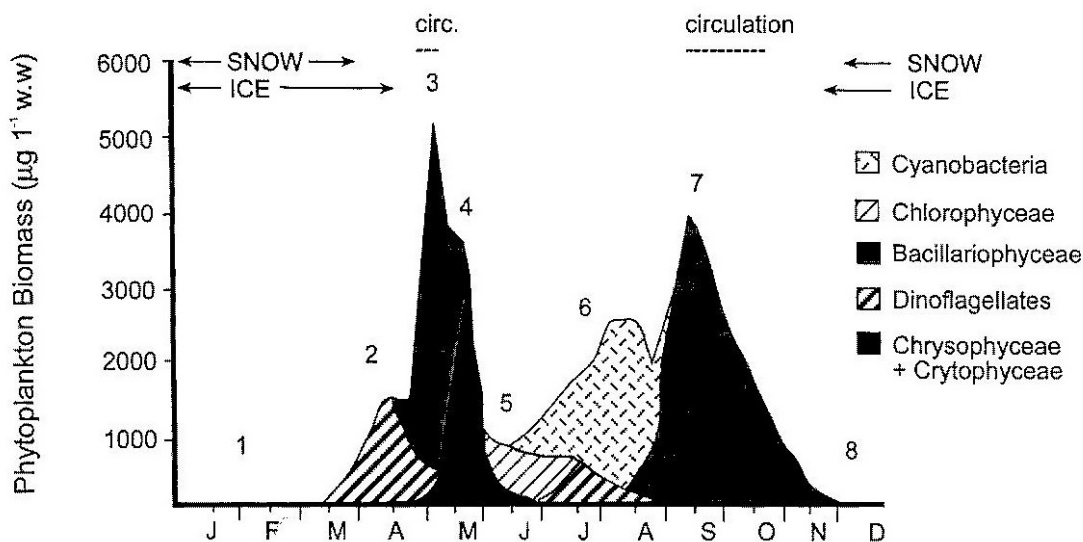
Obr. 99: Vývoj hodnot vodivosti během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

9.3.3.2 Kyslíkový režim

Koncentrace kyslíku v povrchových vzorcích vody vykazovaly ve většině jezer poměrně podobný vývoj (obr. 101). Ve zkoumaných starých ramenech byl nárůst koncentrace tohoto plynu ve vodě zaznamenán se snižující se teplotou, kdy rozpustnost kyslíku ve vodě roste, nicméně především koncem zimy a na jaře, kdy v těchto eutrofních jezerech s dostatkem živin dochází k masivnímu rozvoji fytoplanktonních fotosyntetizujících druhů (obr. 100). Jak je dále z obrázku 101 patrné, od května pak koncentrace kyslíku ve vodě ve většině jezer klesaly, v některých zkoumaných starých ramenech tak dosáhlo nasycení vody tímto plynem v létě vůbec nejnižších hodnot, které byly prokázány i při měření kvality vody ve vodním sloupci (viz kap. 9.3.2.5). Během vyšších teplot se rozpustnost kyslíku ve vodě snižuje, ale roste i intenzita rozkladných procesů, při kterých je kyslík spotřebováván (Wetzel, 2001).

Vůbec nejnižší průměrné nasycení vody kyslíkem s nejrozkolísanějším režimem během sledovaného období bylo zaznamenáno v jezeře Němčice (tab. 37). Charakteristická hodnota vypočtená podle ČSN 75 7221 zde odpovídala V. třídě jakosti vody. Ačkoliv zde byl, podobně jako v ostatních zkoumaných starých ramenech, zjištěn nárůst koncentrace kyslíku během jarního období, v létě zde hodnoty výrazně poklesly a v srpnu průměrné nasycení vody nedosahovalo ani 2 mg.l^{-1} . Jak prokázaly chemické analýzy vody, toto jezero vykazovalo ve srovnání s dalšími starými rameny nejvyšší hodnoty řady stanovovaných parametrů (vodivost, CHSM_{Mn} , P_{tot} , P-PO_4 , Ca, Mg atd.) a nabývalo tak až hypertrofního charakteru. Nízké koncentrace kyslíku zaznamenané během léta zde pravděpodobně způsobily i uvolnění fosforu ze sedimentů, jehož koncentrace zde od června 2007 mnohonásobně vzrostly (obr.

104). Vzhledem k faktu, že je tento starý labský meandr obklopen ornou půdou, zahrádkářskou kolonií a obcí bez ČOV, nabízí se řada antropogenních zdrojů kontaminace. Ke stavu jezera v současnosti ani nepřispívá jeho omezená komunikace s řekou, která zde dnes již vykazuje výrazně lepší kvalitu vody, než tomu bylo v minulosti (viz kap. 9.2 a 9.3.5).



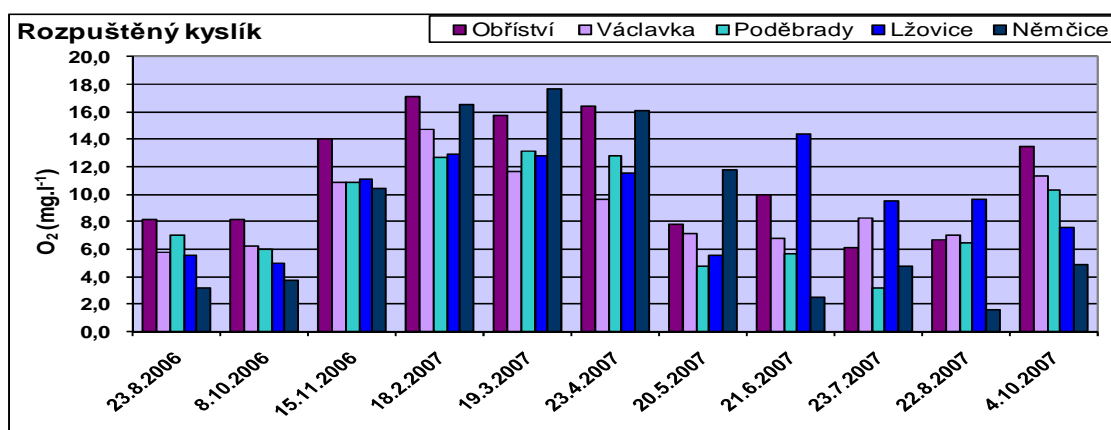
Obr. 100: Model rozvoje biomasy fytoplanktonu v dimiktickém jezeře se střední produktivitou (zdroj: Wetzel, 2001)

Vyšší nasycení vody tímto plynem bylo zaznamenáno ve stále s Labem spojeném jezeře Lžovice, které se vyznačovalo na rozdíl od všech zkoumaných starých ramen nejvyššími koncentracemi kyslíku zaznamenanými v červnu 2007, kdy byly překonány i hodnoty dosažená na jaře (obr. 101). V tomto starém rameni tak pravděpodobně došlo k masivnímu rozvoji fytoplanktonních druhů preferujících vyšší teploty a světelnou intenzitu (obr. 100), což bylo potvrzeno i během měření kyslíku ve vodním sloupci (viz kap. 9.3.2.5). Charakteristická hodnota zde náležela k III. třídě jakosti vody, což odpovídalo i celkově nižšímu znečištění jezera (nižší hodnoty BSK₅, CHSK_{Mn} a dalších parametrů, tab. 37).

Ačkoliv je jezero Poděbrady též spojeno s řekou a je vzhledem ke své poloze uvnitř lužního lesa poměrně značně uchráněno místnímu znečištění, průměrné nasycení vody kyslíkem zde bylo pouze o něco vyšší než v jezeře Němčice a charakteristická hodnota zde odpovídala IV. třídě jakosti vody (tab. 37). Značný pokles hodnot zde byl zaznamenán především během léta, kdy byla při červnovém měření ve vodním sloupci zjištěna i maximální průhlednost odpovídající pravděpodobně období „clear water“ (Wetzel, 2001). Nižší nasycení vody kyslíkem v tomto jezeře mohlo být způsobeno značným zastíněním, neboť řada dalších stanovovaných parametrů kvality vody zde, podobně jako v jezeře ve Lžovicích, vykazovala hodnoty poměrně nízké (BSK₅, CHSK_{Mn}, vodivost, tab. 37). Výrazně vyšší průměrný obsah kyslíku ve vodě byl ovšem v tomto starém rameni zaznamenán během měření v letech 2004 – 2007 (Havlíková, 2007).

V jezeře Václavka odpovídaly koncentrace kyslíku III. třídě jakosti vody (tab. 37). Nejvyšší nasycení vody tímto plynem zde bylo zaznamenáno v únoru a březnu 2007, vyšší hodnoty zde

byly zjištěny i v listopadu 2006 a říjnu 2007. Výrazně se zde tedy uplatnil vliv teploty a první rozvoj fytoplanktonu počátkem vegetačního období. Nicméně vzhledem k velmi nízkým koncentracím dusíku zde mohl být další rozvoj fytoplanktonu limitován (obr. 103). Koncentrace kyslíku zde vykazovaly v porovnání s dalšími zkoumanými jezery nejnížší rozkolísanost, v letech 2005/2006, kdy zde byl též prováděn výzkum, dosahovalo průměrné nasycení vody tímto plynem hodnoty výrazně nižší - $7,3 \text{ mg.l}^{-1}$ (Krýžová, 2007). Toto jezero je již značnou dobu odděleno od Labe, disponuje rozvinutou vegetací a je velmi zazemněno. Určité množství kyslíku zde bývá tedy jistě využíváno při rozkladech organické hmoty, jejichž zvýšený obsah potvrdily hodnoty BSK_5 a CHSK_{Mn} (obr. 102).



Obr. 101: Vývoj koncentrací rozpuštěného kyslíku během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Vůbec nejvyšší průměrná koncentrace kyslíku ve vodě byla zaznamenána v jezeře Obříství (tab. 37), kde charakteristická hodnota odpovídala III. třídě jakosti vody. Značně vysoké nasycení vody tímto plynem zde bylo zjištěno, jak uvádí M. Šnajdr (2002), i během výzkumů prováděných v letech 2000 a 2001. Toto staré rameno, jehož komunikace s Labem je za běžných vodních stavů v řece omezena, disponovalo vysokým obsahem živin, které pravděpodobně umožnily masivní rozvoj fytoplanktonu (nejvyšší průměrná koncentrace N-NO_3 , vyšší obsah fosforu, tab. 37). Nejvyšší koncentrace kyslíku zde byly podobně jako v dalších zkoumaných starých ramenech zaznamenány především koncem zimy a na jaře, k mírnému zvýšení hodnot zde všem došlo i v červnu a především v říjnu, kdy teplota vody a intenzita rozkladných procesů spotřebovávajících kyslík klesají (obr. 101). Toto jezero vykazovalo i nejnížší průměrnou hodnotu průhlednosti (viz kap. 9.3.2.1) poukazující na značný rozvoj planktonních společenstev, nicméně minimální hodnota tohoto fyzikálního parametru neodpovídala nejvyššímu nasycení vody tímto plynem. Nízká průhlednost pravděpodobně souvisela i s poměrně značným znečištěním starého ramene (nejvyšší průměrné hodnoty BSK_5 , vysoké hodnoty CHSK_{Mn} a dalších sledovaných parametrů, tab. 37) a možným zákalem vody zvířenou jemnou frakcí sedimentovanou u dna, neboť toto jezero je značně mělké.

9.3.3.3 Organické látky

Voda limnických biotopů obsahuje značné množství rozpuštěných organických látek. Jsou jimi např. produkty fotosyntézy řas a makrovegetace, organické sloučeniny uvolněné hydrolýzou a mikrobiálním rozkladem uhynulých organismů nebo látky vylučované rostlinami a živočichy jako agens stimulující či inhibující růst vlastního druhu nebo rozvoj konkurentů. Ve vodě jsou obsaženy také různé růstové faktory jako enzymy a vitamíny produkované zejména bakteriemi a houbami (Lellák, Kubíček, 1991). Řada těchto organických látek je však velmi těžko rozložitelná (DNA, sloučeniny dusíku a fosforu, huminové látky apod.) a dochází tak v nádržích k jejich akumulaci (Goldman, Horne, 1983). Značné množství organických látek se do vodního prostředí dostává ovšem jako antropogenní znečištění pocházející z průmyslové nebo živočišné výroby, jistou kontaminaci představují též komunální odpadní vody.

Výsledky analýz zaměřených na stanovení biologicky snadno (BSK_5) a těžce rozložitelné organické látky ($CHSK_{Mn}$) přináší obrázek 102. Vyšších koncentrací těchto látek bylo ve zkoumaných jezerech dosahováno především v souvislosti s rozvojem oživení starých ramen na počátku a během vegetačního období a též s rostoucí intenzitou biochemických a rozkladných procesů za vyšších teplot.

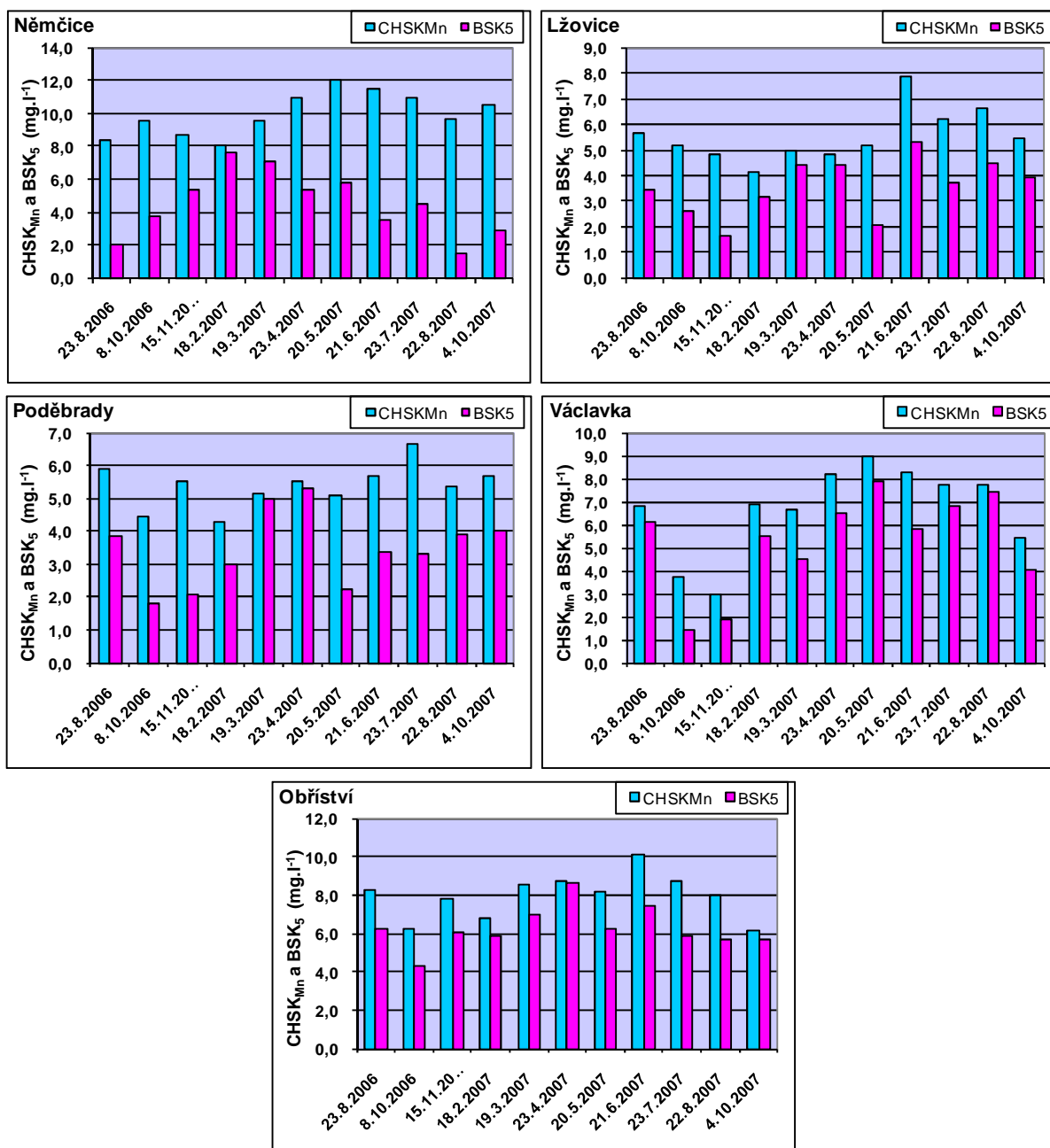
Vůbec nejvyšší průměrná hodnota $CHSK_{Mn}$, ale i značně vysoké koncentrace BSK_5 byly zaznamenány v jezeře Němčice (tab. 37). Hodnoty obou těchto parametrů zde podle ČSN 75 7221 odpovídaly III. třídě jakosti vody. Ukazatel BSK_5 zde vykazoval nejvyšší rozkolísanost zaznamenanou v rámci všech zkoumaných jezer, kdy nejvyšší hodnoty byly stanoveny především v únoru a březnu (obr. 101). Naopak parametr $CHSK_{Mn}$ od února narůstal a po dosažení maximální hodnoty v květnu poklesl jen částečně (obr. 102). Z uvedených údajů tedy vyplývá, že podstatná část organických látek byla v letních měsících tvořena především těžce biologicky rozložitelnými sloučeninami. V těchto vyšších částech povodí bylo Labe v minulosti značně kontaminováno právě těmito látkami produkovanými v podniku Krkonošské papírny v Hostinném (viz kap. 6.7). Současným zdrojem organického znečištění může být i vlastní oživení jezera, které v souvislosti s vysokými koncentracemi fosforu (tab. 37) vykazuje až hypertrofní charakter. Během léta tak bývá hladina starého ramene pokryta silnou vrstvou okřehku. Z hlediska antropogenní kontaminace zde ovšem nelze vyloučit ani lokální znečištění pocházející např. ze zahrádkářské kolonie nebo obce nevybavené kanalizací a ČOV, které leží v bezprostřední blízkosti jezera.

S Labem stále spojená jezera ve Lžovicích a v Poděbradech vykazovala v porovnání s dalšími zkoumanými rameny nejnižší koncentrace organických látek, které odpovídaly i hodnotám v Labi na nejbližších profilech (viz kap. 9.3.5). Parametr BSK_5 v těchto starých ramenech odpovídal III. třídě jakosti vody, charakteristická hodnota $CHSK_{Mn}$ pak třídě II. Kromě nárůstu hodnot BSK_5 v březnu a v dubnu byla v jezeře Lžovice nejvyšší hodnota tohoto parametru zaznamenána shodně s maximálním $CHSK_{Mn}$ v červnu 2007. Ve starém rameni bylo při tomto měření zjištěno i nejvyšší nasycení vody kyslíkem poukazující na masivní

rozvoj letních fytoplanktonních druhů (obr. 101). V jezeře Poděbrady byly nejvyšší hodnoty BSK₅ zaznamenány v březnu a v dubnu, kdy pak následoval jejich pokles v letních měsících za nižšího nasycení vody kyslíkem a zvýšené průhlednosti vody poukazující na úbytek planktonních druhů. Naopak hodnoty CHSK_{Mn} od února dále stoupaly až k dosažení maxima v červenci 2007, kdy pak poklesly jen mírně. Toto jezero je vzhledem ke své poloze uprostřed lužního lesa uchráněno lokální antropogenní kontaminací, vzhledem k zastínění zde není ovšem příliš rozvinuta vodní vegetace, určitý zdroj organických látek ovšem představuje i opad ze stromů, které jezero obklopují. Při srovnání s průměrnými hodnotami naměřenými v tomto jezeře v letech 2004 – 2007 vykazoval parametr BSK₅ téměř shodnou hodnotu, průměrné CHSK_{Mn} zde tehdy bylo jen mírně vyšší – dosahovalo 6,0 mg.l⁻¹ (tab. 37)(Havlíková, 2007).

Staré rameno Václavka, které je již značně dlouho odděleno od Labe a hydraulicky s ním komunikuje pouze podzemní cestou, vykazovalo průměrné koncentrace organických látek výrazně vyšší. Hodnoty BSK₅ zde odpovídaly III. třídě jakosti vody, parametr CHSK_{Mn} pak třídě II (tab. 37). Stejná průměrná hodnota BSK₅ zde byla zjištěna i při výzkumu v letech 2005/2006, zatímco CHSK_{Mn} tehdy dosahovalo hodnoty výrazně vyšší (Kryžová, 2007). Jak je z obrázku 102 patrné, oba parametry zde počátkem vegetačního období rostly až do maxima zaznamenaného shodně v květnu 2007, kdy byl pak v následujících měsících zjištěn jejich mírný pokles. Ačkoliv je jezero částečně obklopeno zemědělskou půdou, nenacházel se v jeho blízkosti jiný bodový zdroj znečištění, proto byly vyšší obsahy zde zjištěných organických látek pravděpodobně autochtonního původu, čemuž odpovídala i velmi rozvinutá vodní vegetace (viz kap. 8.4).

Vůbec nejvyšší průměrná hodnota BSK₅, která odpovídala IV. třídě jakosti vody, byla zaznamenána ve starém rameni Obříství. Toto jezero se dále vyznačovalo i poměrně rozkolísaným režimem vyšších hodnot CHSK_{Mn}, které zde dosahovaly III. třídy jakosti vody (tab. 37). Nejvyšší BSK₅ zde bylo zaznamenáno v dubnu, vyšší hodnoty tohoto parametru byly dále stanoveny v březnu a v červnu 2007 pravděpodobně v souvislosti s rozvojem oživení jezera, kdy nárůstu biomasy fytoplanktonu odpovídaly i vyšší koncentrace kyslíku ve vodě (obr. 101). Naopak hodnoty CHSK_{Mn} od jara spíše rostly až po dosažení maxima v červnu 2007. Tehdy byla v jezeře zaznamenána i nejnižší průhlednost vody (viz kap. 9.3.2.1). Ještě vyšších průměrných hodnot BSK₅ a CHSK_{Mn} bylo v tomto starém rameni dosaženo při výzkumu prováděném v letech 2000/2001, kdy maxima byla zaznamenána podobně především na jaře a v létě (Šnajdr, 2002) (tab. 37). Kromě autochtonních organických látek pocházejících z vlastní bioty jezera zde mohlo dojít i k značné antropogenní kontaminaci starého ramene, neboť je z části obklopeno zemědělskou půdou, v blízkosti se nachází obec Obříství, která do nedávna postrádala ČOV, jisté znečištění může přinášet ze svého povodí i přítok Černavka (splach ze zemědělských ploch, obce bez čištění odpadních vod, cukrovar, viz kap. 8.5).



Obr. 102: Srovnání vývoje hodnot BSK₅ a CHSK_{Mn} ve všech zkoumaných jezerech během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

9.3.3.4 Nutrienty

Mezi hlavní biogenní prvky ovlivňující produktivitu jezer patří především dusík a fosfor. Kromě přirozených zdrojů těchto elementů ovlivňuje výrazně jejich distribuci v přírodě člověk. Uvolněním z průmyslových výrob, dusíkatých nebo fosforečných hnojiv nebo pracích prostředků se tak výrazně zvyšuje koncentrace těchto látek v životním prostředí, která pak často vede k eutrofizaci vodních zdrojů a ohrožení jejich správného a zdravého fungování.

Ve vzorcích vody byl z hlediska forem dusíku stanovován dusík amoniakální, dusitanový a dusičnanový (obr. 103), koncentrace fosforu byla zjišťována jako fosfor celkový a fosforečnanový (obr. 104).

Z hlediska zastoupení jednotlivých forem dusíku byly ve většině jezer zaznamenány nejvyšší koncentrace N-NO₃ koncem zimy a na počátku jara. V tomto období je přísun dusičnanů do vodních ekosystémů často zvýšen, neboť za jarního tání jsou tyto snadno rozpustné látky indukující plošné znečištění z krajiny s teprve se rozvíjející vegetací snadno vymývány (Wetzel, 2001). Ve zkoumaných starých ramenech pak během jara došlo vzhledem k odčerpávání tohoto biogenního prvku rozvíjejícím se oživením jezer k poklesu koncentrací N-NO₃, kdy pak bylo minimálních hodnot často dosahováno v letních měsících (obr. 103). Zjištěné koncentrace N-NH₄ dosahovaly s výjimkou tůň Václavky ve srovnání s N-NO₃ výrazně nižších hodnot. Zvýšený obsah N-NH₄ byl pak ve zkoumaných starých ramenech zaznamenán především v létě za nižšího nasycení vody kyslíkem a vyšších teplot a na podzim po vegetačním období (obr. 103). Koncentrace dusitanového dusíku byly vždy velice nízké, což odpovídá značné nestabilitě této formy dusíku. Kromě lokálních zdrojů dusičnanů představovala zdroj N-NO₃ řeka Labe, neboť na všech srovnávacích profilech byly zjištěny průměrné koncentrace výrazně vyšší, než tomu bylo v jezerech (viz kap. 9.3.5).

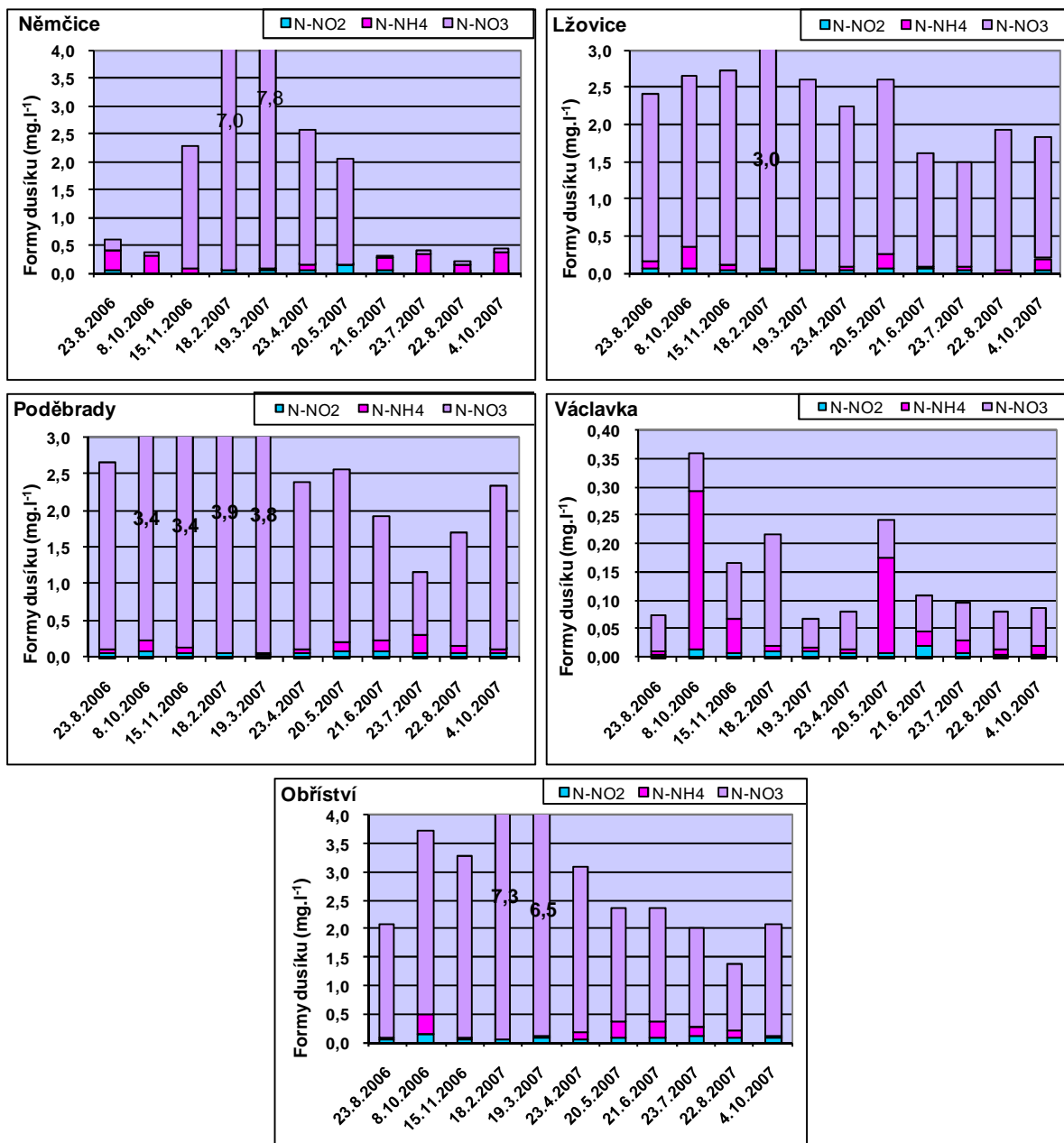
Ačkoliv byla v jezeře Němčice zaznamenána vůbec nejvyšší naměřená koncentrace N-NO₃, vzhledem k téměř úplnému vyčerpání této formy dusíku během léta byl zdejší průměrný obsah N-NO₃ překonán průměrnou koncentrací z jezera Obříství (tab. 37). Staré rameno v Němčicích ovšem vykazovalo nejvyšší rozkolísanost tohoto parametru během sledovaného období a charakteristická hodnota zde odpovídala podle ČSN 75 7221 III. třídy jakosti vody. Jak je z obrázku 103 patrné, při letních měřeních, kdy bylo zaznamenáno i značně nízké nasycení vody kyslíkem (obr. 101), zde dominovala amoniakální forma tohoto prvku. V tomto jezeře tak byla zaznamenána maximální i nejvyšší průměrná hodnota N-NH₄, což odpovídalo značnému organickému zatížení tohoto téměř hypertrofního jezera. Jezero tak mohlo být kontaminováno např. fekálním znečištěním z obce Němčice, která leží v bezprostřední blízkosti starého ramene (viz kap. 8.1), nebo užitím organických a dusíkatých hnojiv na přilehlých zemědělských pozemcích. V minulosti byl nedaleko starého ramene skladován hnůj, čímž mohlo dojít k zvýšení obsahu dusíku, fosforu, chloridů a organických látek ve vodě (Mrázová, 2007). Hodnoty N-NH₄ zde ovšem stejně jako v dalších zkoumaných jezerech odpovídaly I. třídě jakosti vody.

Ačkoliv jsou jezera Lžovice a Poděbrady povrchově spojena s Labem, průměrné koncentrace N-NO₃ zde byly pravděpodobně z důvodu intenzivního využití dusíku oživením jezer nižší, než tomu bylo na nejbližších říčních profilech (viz kap. 9.3.5). Tyto hodnoty zde odpovídaly II. třídě jakosti vody (tab. 37). V obou starých ramenech došlo po nejvyšších zaznamenaných koncentracích koncem zimy ke snížení obsahu N-NO₃, kdy nejnižší koncentrace této formy dusíku byly zaznamenány během letních měsíců. Hodnoty N-NH₄ zde vykazovaly nárůst během léta a na podzim, nicméně vzhledem k letnímu rozvoji fytoplanktonu byl pravděpodobně obsah N-NH₄ za vyššího nasycení vody kyslíkem v jezeře Lžovice nižší (obr. 103). Při srovnání s průměrnými koncentracemi forem dusíku naměřenými ve starém rameni

Poděbrady v letech 2004 – 2007 (tab. 37) byl zjištěn jen nepatrný vzestup hodnot N-NH₄ a N-NO₃ (Havlíková, 2007).

Zcela odlišná situace byla zaznamenána v jezeře Václavka. V tomto starém rameni, které je již značně dlouhou dobu zcela odděleno od Labe a k povrchovému spojení s řekou zde nedochází ani za pětileté vody, byly zjištěné koncentrace N-NO₃ o řád nižší, než tomu bylo v dalších zkoumaných jezerech (tab. 37). Maximální hodnota 0,2 mg.l⁻¹ zde byla zjištěna opět koncem zimy, kdy pak koncentrace při dalších měřeních ještě poklesly. V říjnu 2006 a v květnu 2007, kdy byl v jezeře stanoven i nejvyšší obsah organických látek, zde dominovala amoniakální forma dusíku, vyšší obsah N-NH₄ byl pak zaznamenán i během léta za nižšího nasycení vody kyslíkem (obr. 101, 102 a 1013). Výzkum prováděný v tomto starém rameni v letech 2005/2006 prokázal výrazně vyšší průměrnou hodnotu N-NH₄, srovnatelný obsah N-NO₂ a ačkoliv byla tehdejší průměrná koncentrace N-NO₃ o něco vyšší (tab. 37), stále nedosahovala hodnot srovnatelných s ostatními zkoumanými starými rameny v rámci této studie (Kryžová, 2007). Ačkoliv se nedaleko tůně Václavka rozkládá zemědělská půda, která nevyklučuje použití dusíkatých hnojiv, vzhledem k značně rozvinuté vegetaci tohoto mělkého jezera je zde dusík téměř zcela využit (viz kap. 8.4).

Podobně jako ve většině zkoumaných starých ramen, i v jezeře Obříství byly maximální hodnoty N-NO₃ zaznamenány koncem zimy, kdy pak v následujících měsících došlo k jejich postupnému snížení. Ačkoliv zde nebyla zjištěna nejvyšší naměřená hodnota tohoto parametru, celková průměrná koncentrace N-NO₃ nebyla v žádném dalším zkoumaném jezeře překonána a odpovídala zde III. třídě jakosti vody (tab. 37). Nicméně vyšší hodnotu vykazovala vody na stejnojmenném profilu Labe (viz kap. 9.3.5). Vzhledem k značně vysokým koncentracím dusíku došlo za dostatku fosforu v tomto jezeře k výraznému rozvoji planktonních druhů, neboť zde bylo zjištěno nejvyšší průměrné nasycení vody kyslíkem. Vyšší průměrná hodnota N-NH₄ zde pravděpodobně odpovídala značnému organickému zatížení jezera (tab. 37), kdy byl zvýšený obsah této formy dusíku zjištěn především koncem jara a v létě za nižších koncentrací kyslíku ve vodě. Během výzkumných prací prováděných v tomto starém labském rameni během let 2000/2001 byly zaznamenány vyšší koncentrace všech tří stanovovaných forem dusíku, nicméně především v případě N-NO₃ byla zjištěna průměrná hodnota mnohonásobně vyšší - 8,5 mg.l⁻¹ (Šnajdr, 2002). Z hlediska antropogenního ovlivnění zde výrazně vyšší koncentrace N-NO₃ poukazovaly na značné zatížení starého ramene plošnými zdroji znečištění – jezero je obklopeno z části ornou půdou a ústí do něho přítok Černavka s převážně zemědělským povodím. Vyšší hodnoty N-NH₄ mohly pocházet z fekálního znečištění z blízkých obcí postrádajících náležitě nakládání s odpadními vodami (viz kap. 8.5); část této formy dusíku byla též pravděpodobně nitrifikována, což obsah N-NO₃ ještě zvýšilo.



Obr. 103: Srovnání vývoje hodnot forem dusíku ve všech zkoumaných jezerech během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

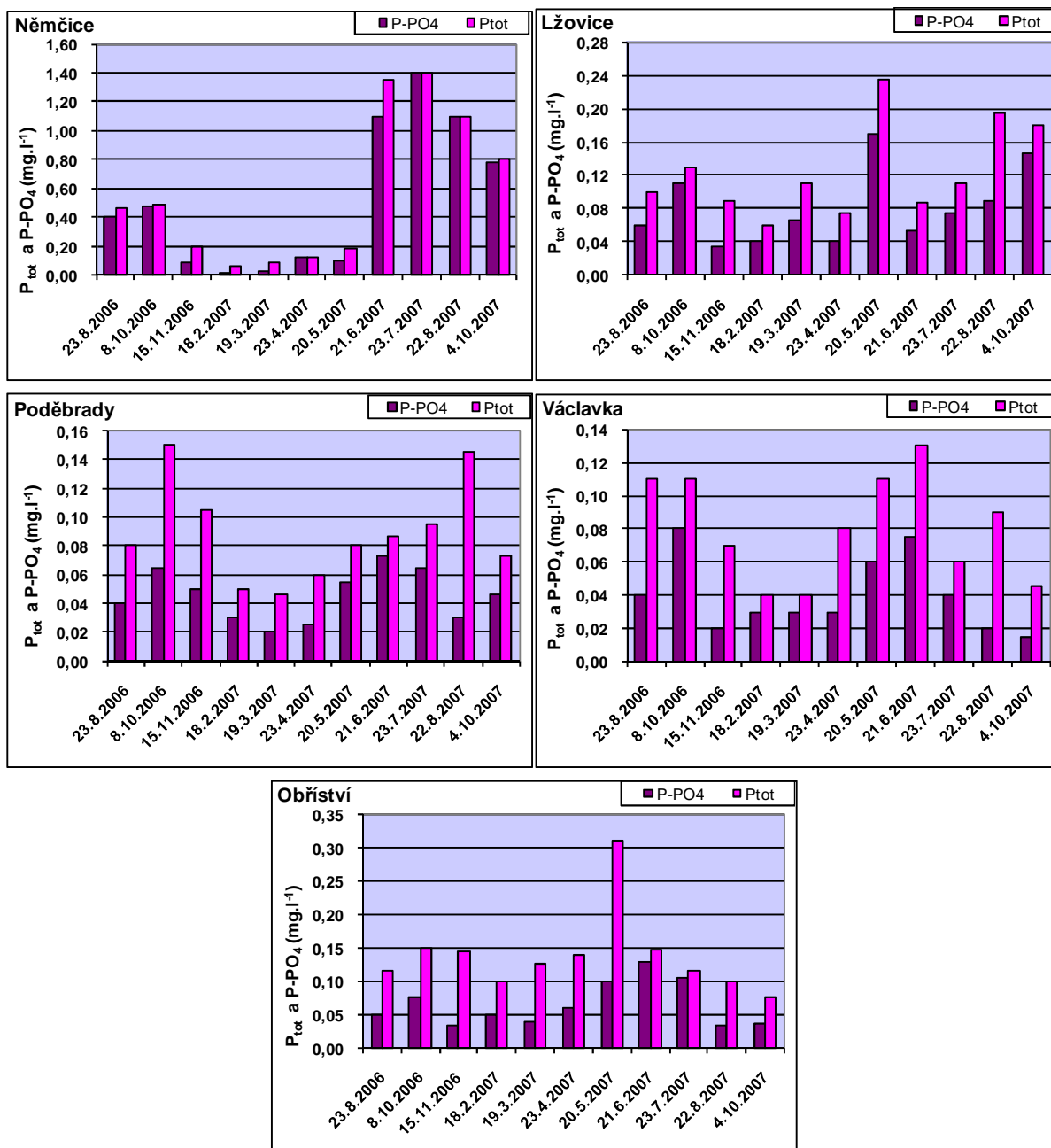
Vývoj koncentrací celkového a fosforečnanového fosforu, který tvořil jeho podstatnou složku, přináší obrázek 104. Jak je patrné, ve všech zkoumaných jezerech byly nejnižší koncentrace tohoto biogenního prvku zaznamenávány koncem zimy a počátkem jara, kdy bývá fosfor využit rozvíjejícím se oživením jezer na počátku vegetačního období (Kořínek a kol, 1987). Naopak nejvyšší koncentrace byly často zaznamenávány během léta, kdy většinou (vyjma jezera Lžovice) nedocházelo k tak masivnímu rozvoji fytoplanktonu, který by fosfor odčerpával (Goldman, Horne, 1983). Nasycení vody kyslíkem bylo též v tomto období nižší, což mohlo způsobit nástup anoxických podmínek u dna, kdy mohl být fosfor uvolňován ze sedimentů redukcí Fe v molekulách FePO_4 . Za vyšších teplot dochází též k zintenzivnění biochemických a rozkladných procesů, které určité množství fosforu mohly též uvolnit

(Wetzel, 2001). Vzhledem k tomu, že řada zkoumaných jezer leží v zemědělské krajině a v jejich blízkosti se nacházejí obce bez náležitého čištění odpadních vod, nebylo možné vyloučit ani případnou lokální kontaminaci.

Vůbec nejvyšší průměrná koncentrace P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ byla zaznamenána ve starém rameni v Němčicích. Oba parametry zde vykazovaly i největší rozkolísanost během sledovaného období; charakteristická hodnota P_{tot} zde podle ČSN 75 7221 odpovídala V. třídě jakosti vody. Ačkoliv nepřesahovaly koncentrace P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ od listopadu do května $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$, při červnovém měření zde byl zaznamenán několikanásobný nárůst hodnot, který dosáhl svého maxima v červenci 2007; při dalších měřeních pak koncentrace klesly jen částečně. Jak naznačuje obr. 104, fosforečnanový fosfor tvořil téměř při všech měřeních hlavní složku celkového fosforu. Vzhledem k faktu, že jezero vykazovalo výrazně vyšší obsah P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ než tomu bylo na nejbližším labském profilu (viz kap. 9.3.5), pocházel zde fosfor pravděpodobně z lokálních zdrojů kontaminace. Kromě alochtonního antropogenního znečištění (fekální kontaminace z obce Němčice, použití organických a fosfátových hnojiv na blízkých zemědělských pozemcích apod.) mohly být zdrojem fosforu i vlastní sedimenty tohoto téměř hypertrofního jezera - vyšší hodnoty P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ zde byly zaznamenány v období nižšího nasycení vody kyslíkem (obr. 101), nicméně při těchto měřeních nebyl ve vodě zjištěn nárůst obsahu železa, který by na redukci FePO_4 v sedimentech poukazoval (viz kap. 9.3.3.5).

Ve starém rameni ve Lžovicích, které je stále spojeno s Labem, byla průměrná hodnota P_{tot} srovnatelná s hodnotou zaznamenanou v řece na nejbližším měrném profilu a odpovídala III. třídě jakosti vody (tab. 37). Po snížených koncentracích na počátku vegetačního období zde byl výrazný nárůst P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ zjištěna v květnu, při dalším měření ovšem hodnoty opět výrazně poklesly. Tehdy bylo v jezeře zaznamenáno i nejvyšší nasycení vody kyslíkem, které pravděpodobně odpovídalo letnímu rozvoji fytoplanktonu, který mohl fosfor odčerpat (obr. 101). Další nárůst hodnot P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ zde byl pak pozorován až koncem léta a na podzim koncem vegetačního období.

Ve starém rameni v Poděbradech byly podobně jako v dalších zkoumaných jezerech nejnižší koncentrace těchto ukazatelů zaznamenány v únoru a březnu. V dalších měsících zde došlo k nárůstu hodnot obou parametrů. Vzhledem k poměrně nízkému nasycení vody kyslíkem během léta nemohlo být vyloučeno ani uvolnění ze sedimentu za anoxických podmínek v blízkosti dna (obr. 104). Výrazně vyšší koncentrace P_{tot} zde byla zjištěna v srpnu 2007, kdy fosforečnanová forma tohoto prvku netvořila ani polovinu. Podle ČSN 75 7221 zde koncentrace P_{tot} odpovídaly II. třídě jakosti vody, a to pravděpodobně vzhledem k faktu, že jezero je obklopeno lužním lesem, což vylučuje místní antropogenní kontaminaci např. hnojivy nebo splaškovou vodou apod. (viz kap. 8.3). Téměř stejná průměrná hodnota P_{tot} byla v tomto starém rameni zaznamenána i během výzkumu z let 2004 – 2007 (Havlíková, 2007). Podobný vývoj koncentrací P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ byl zjištěn i v tůni Václavka.



Obr. 104: Srovnání vývoje hodnot P_{tot} a P-PO₄ ve všech zkoumaných jezerech během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Minimálních hodnot zde bylo opět dosaženo v únoru a březnu, naopak v dalších měsících, kdy byl v jezeře zaznamenán pokles nasycení vody kyslíkem, zde koncentrace obou parametrů až do června výrazně rostly (obr. 101 a 104). Tehdy byla v jezeře zaznamenána i nejvyšší koncentrace železa, což by mohlo odpovídat uvolnění P-PO₄ ze sedimentů redukcí FePO₄ (obr. 109). Při dalších měřeních, s výjimkou obsahu P_{tot} při srpnovém odběru, byl zaznamenáván již pokles obou parametrů. Toto staré značně zazemněné jezero s rozvinutou vegetací tak vykazovalo celkově nejnížší průměrnou koncentraci P_{tot} s minimální rozkolísaností během zkoumaného období. Hodnoty odpovídaly II. třídě jakosti vody (tab. 37) a fosfor zde byl pravděpodobně podobně jako dusík značně odčerpán rozvinutým oživením

starého ramene. Vzhledem k oddělení od Labe zde tyto biogenní prvky nemohly být doplňovány z řeky, která na nejbližším profilu vykazovala hodnoty těchto parametrů vyšší. Srovnatelná hodnota P-PO₄ byla v tůni Václavka zjištěna i během výzkumu prováděném v letech 2005/2006 (Kryžová, 2007).

Hodnoty P_{tot} naměřené ve starém rameni v Obříství odpovídaly III. třídě jakosti vody a shodovaly se tak s koncentrací, kterou vykazovalo Labe na stejnojmenném profilu (viz kap. 9.3.5). Nejvyšší obsah P-PO₄ zde byl změřen v červnu a květnu 2007, v případě P_{tot} byla nejvyšší hodnota, kde P-PO₄ tvořilo méně jak polovinu, zaznamenána již v květnu. Následně koncentrace P_{tot} klesaly až k dosažení minimální hodnoty stanovené při posledním měření v říjnu 2007. Ačkoliv jezero Obříství vykazovalo poměrně vysoké nasycení vody kyslíkem, koncem jara a během léta, kdy obsah tohoto plynu ve vodě poklesl, mohlo dojít i k uvolnění fosforu ze sedimentů redukcí FePO₄ za anoxických podmínek u dna - v červnu zde byla zjištěna i výrazně vyšší koncentrace železa (obr. 109). Vzhledem k dostatku dusíku (nejvyšší průměrná koncentrace N-NO₃ (tab. 37) je zde pravděpodobně fosfor intenzivně využit oživením tohoto jezera, které má značně eutrofní charakter. Kvalita vody zde byla pravděpodobně výrazně ovlivněna lidskými aktivitami v okolí starého ramene, které je z části obklopeno zemědělskou půdou; blízké obce zde donedávna nedisponovaly kanalizací s náležitým čištěním odpadních vod. Do jezera ústí též přítok Černavka přinášející látky ze svého převážně zemědělského povodí, kde se opět nachází několik obcí bez ČOV (viz kap. 8.5). Ještě vyšší průměrná koncentrace P-PO₄ byla v tomto jezeře zaznamenána během výzkumů prováděných v letech 2000 a 2001 (Šnajdr, 2002).

Koncentrace dusíku a fosforu jsou v jezerech často rozhodující z hlediska eutrofizačního procesu. Této problematice se tak věnovala řada tuzemských i zahraničních autorů např. R. E. Carlson (1977), V. Sládeček (1973, 1984), M. Straškaraba a kol. (1973), M. Štěpánek a R. Červenka (1974), R. A. Vollenweider (1979), R. G. Wetzel (2001) a další. Vzhledem k dostatku dusíku je v našich podmínkách často především fosfor spouštěcím mechanismem eutrofizace vod (Lellák, Kubíček, 1991). Podle tabulky 36 odpovídají na základě změřených hodnot celkového fosforu a průhlednosti vody zkoumaná stará ramena spíše eutrofnímu až hypertrofnímu stupni. Pouze vyšší průhlednosti zaznamenané v jezerech Lžovice a Poděbrady, která jsou stále povrchově spojena s Labem, umožňují přiřadit tato stará ramena ke stupni eutrofnímu.

Parametr		Oligotrofie	Mezotrofie	Eutrofie	Hypertrofie
P_{tot} (mg.l⁻¹)	průměr	0,008	0,0267	0,0844	-
	rozmezí	0,003 - 0,0177	0,0109 - 0,0956	0,016 - 0,386	0,750 - 1,200
N_{tot} (mg.l⁻¹)	průměr	0,661	0,753	1,875	-
	rozmezí	0,307 - 1,630	0,361 - 1,387	0,393 - 6,100	-
Chlorofyl a (mg.l⁻¹)	průměr	0,0017	0,0047	0,0143	-
	rozmezí	0,0003 - 0,0045	0,003 - 0,011	0,003 - 0,078	0,100 - 0,150
Průhlednost vody (m)	průměr	9,9	4,2	2,45	-
	rozmezí	5,4 - 28,3	1,5 - 8,1	0,8 - 7,0	0,4 - 0,5

Tab. 36: Souhrnná klasifikace trofických stupňů ve vztahu obsahu celkového dusíku, fosforu, chlorofylu a a průhlednosti vody (zdroj: Wetzel, 2001) Stupně trofie vytvořeny na základě výzkumu v rámci mezinárodního programu eutrofizace, modifikováno podle R. A. Volleweidera (1979).

9.3.3.5 Doplnkové parametry

Mezi další parametry kvality vody, které byly ve zkoumaných starých ramenech stanovovány, patřilo určení koncentrace chloridů, vápníku, hořčíku, tvrdosti vody a obsahu manganu a železa.

Ačkoliv ve všech zkoumaných jezerech odpovídaly koncentrace chloridů I. třídě jakosti vody (tab. 37), jak je z obrázku 1015 patrné, mezi jednotlivými starými rameny byly zaznamenány jisté rozdíly.

Nejvyšší průměrná hodnota chloridů byla zjištěna v jezeře Obříství, ve kterém byl ještě výrazně vyšší průměrný obsah těchto iontů (73 mg.l⁻¹) zaznamenán při měřeních v roce 2000 a 2001 (Šnajdr, 2002). Maximálních hodnot zde bylo dosaženo v únoru a březnu pravděpodobně v souvislosti s jarním táním, kdy mohlo dojít k antropogenní kontaminaci jezera (zimní posyp vozovek, fekální znečištění z blízkých obcí apod.).

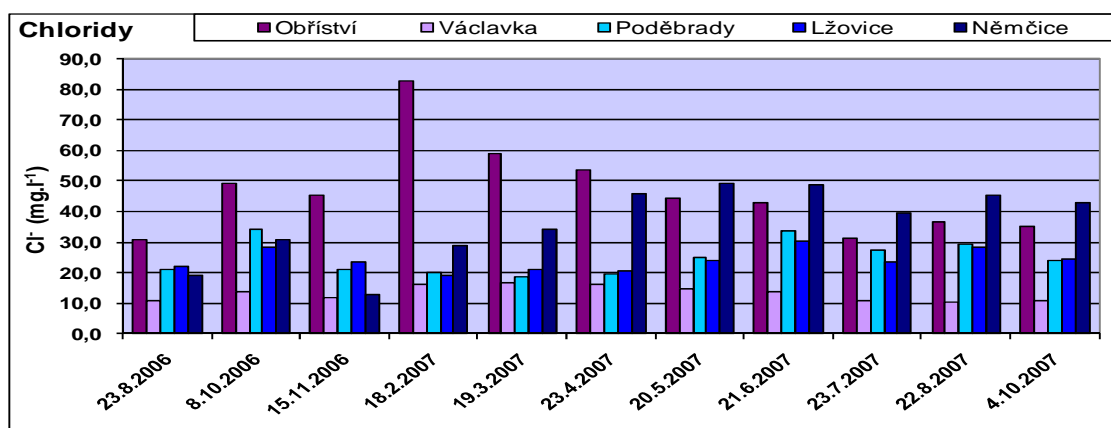
Naopak ve starém rameni v Němčicích, které vykazovalo obsah chloridů též vyšší, došlo k nárůstu koncentrací na jaře, kdy byly pak nejvyšší hodnoty zaznamenány v květnu a červnu 2007. V bezprostřední blízkosti jezera se nachází obec Němčice bez ČOV, zahrádkářská kolonie a zemědělsky využívaná půda, které mohly představovat antropogenní zdroj této látky.

Poměrně shodný vývoj koncentrací chloridů během sledovaného období byl zaznamenán v jezerech Lžovice a Poděbrady spojených s Labem (obr. 105). Jak ovšem uvádí P. Havlíková (2007), při výzkumu jezera Poděbrady prováděném v letech 2004 – 2007 zde dosáhla průměrná hodnota tohoto parametru pouze 18,21 mg.l⁻¹ (tab. 37) (Havlíková, 2007).

Vůbec nejnižší hodnoty chloridů byly zjištěny v tůni Václavka, ve kterém byla téměř totožná průměrná koncentrace zjištěna i v letech 2005/2006 (tab. 37) (Kryžová, 2007).

Vzhledem k faktu, že chloridy jsou poměrně konzervativní vůči biochemickým procesům ve vodním prostředí (Wetzel, 2001), souvisí často zvýšení jejich hodnot spíše s antropogenní kontaminací (zimní posyp vozovek, fekální odpadní vody, chemický průmysl). To pravděpodobně vysvětluje i minimální hodnoty tohoto parametru zjištěné v jezeře Václavka, které s Labem komunikuje pouze podzemní cestou a v jehož blízkosti se nenachází ani obec,

ani výroba, která by chloridy mohla případně produkovat. V blízkosti tohoto starého ramene nevede ani komunikace, která by byla v zimním období ošetřována chemickým posypem (viz kap. 8.4).

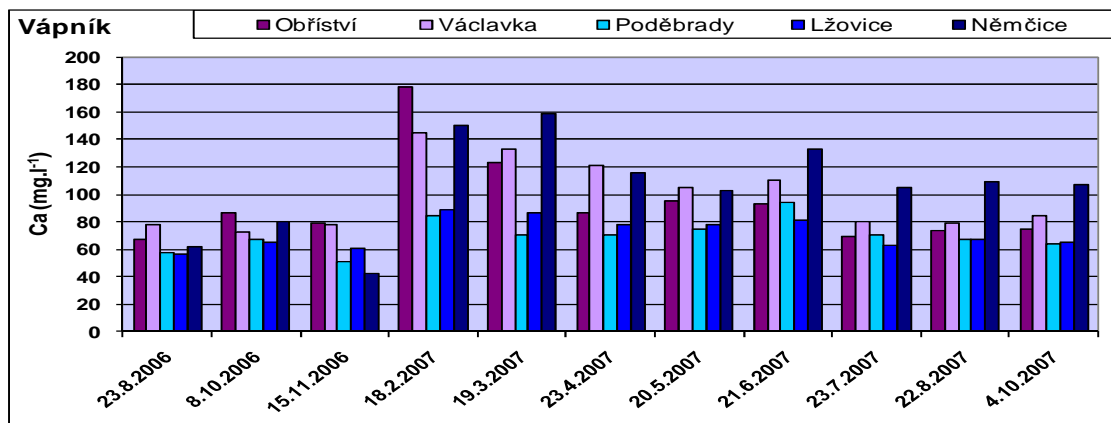


Obr. 105: Srovnání vývoje hodnot chloridů na všech lokalitách během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

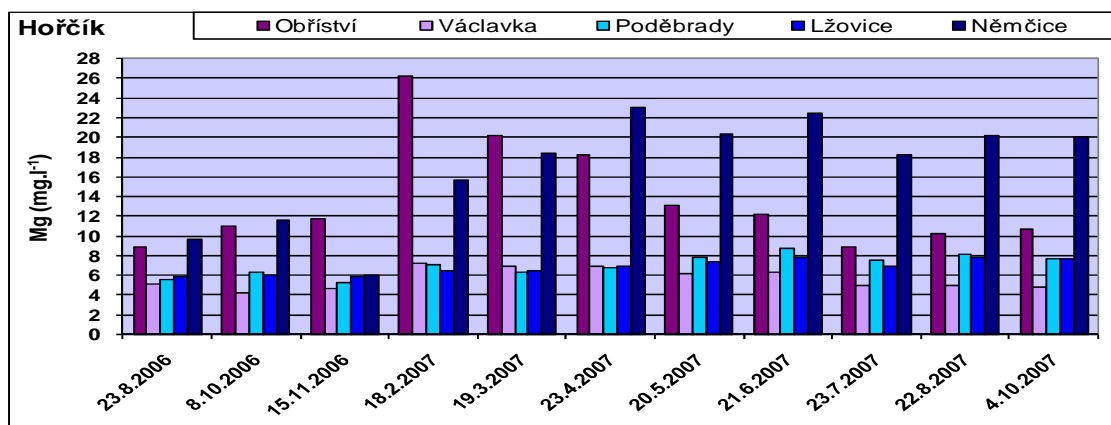
Podstatně více rozkolísaný režim mívá v souvislosti s oživením vodních ekosystémů vápník popř. hořčík (Wetzel, 2001). V eutrofních vodách jsou tyto prvky odčerpávány během rozvoje planktonních druhů a vyšších rostlin, proto bývá často v epilimniu jezer zaznamenávána dekalifikace během vegetačního období (Wetzel, 2001). Při intenzivní fotosyntéze dochází i k vysrážení CaCO_3 , který následně klesá ke dnu a vzhledem k adsorpci řady dalších látek (např. nutrietů) tak dochází k ochuzení eufotických vrstev vody, což se projevuje poklesem vodivosti (Wetzel, 2001). Vápník je ovšem velmi důležitý i z hlediska vápenato – uhlíčanového systému, který je zásadní pro pufrování změn pH (Pitter, 1999). Odčerpáním CO_2 fotosynteticky aktivními organismy tak dochází i ke změnám koncentrací iontů Ca^{2+} ve vodě (Pitter, 1999).

Nejvyšší koncentrace Ca i Mg byly zaznamenávány v jezeře Němčice, kde vápník odpovídal II. třídě jakosti vody, hodnoty Mg zde pak podle ČSN 75 7221 spadaly do třídy I. Vyššího obsahu Ca a Mg bylo dosaženo i ve starém rameni Obříství a vyšší koncentrace Ca byla zaznamenána i v tůni Václavka. Charakteristické hodnoty obou těchto parametrů odpovídaly ovšem zde i ve všech dalších zkoumaných fluvialních jezerech I. třídě jakosti vody (tab. 37). Jak naznačuje obrázek 106, v jezerech Obříství, Václavka a Němčice byl výrazný nárůst koncentrací vápníku zaznamenán především v únoru a březnu, kdy pak hodnoty v následujících měsících klesaly. Podobný průběh měly v jezeře Obříství i koncentrace hořčíku, naopak v jezeře Němčice rostl obsah tohoto prvku až do dosažení maxima v dubnu, kdy pak hodnoty při dalších měřeních poklesly jen nepatrně (obr. 107). Vzhledem k značnému oživení těchto od Labe oddělených jezer mohlo být určité množství Ca a Mg uvolněno z odumřelé biomasy po vegetačním období, kdy byly pak prvky na jaře opět využity. Několikanásobné zvýšení koncentrací poukazuje ovšem spíše na antropogenní zdroj těchto prvků – rybářsky využívaná jezera bývají právě v únoru nebo březnu vápněna z důvodu

úpravy pH po jarním tání, vyloučit ovšem nelze ani např. splach z blízkých pozemků, neboť tato jezera jsou částečně obklopena ornou půdou. V podobném období byla v těchto starých ramenech zaznamenána a výrazně vyšší vodivost (viz kap. 9.3.3.1), která byla v případě jezer Někčice a Obříství podpořena i zvýšenými koncentracemi N-NO₃ a chloridů.

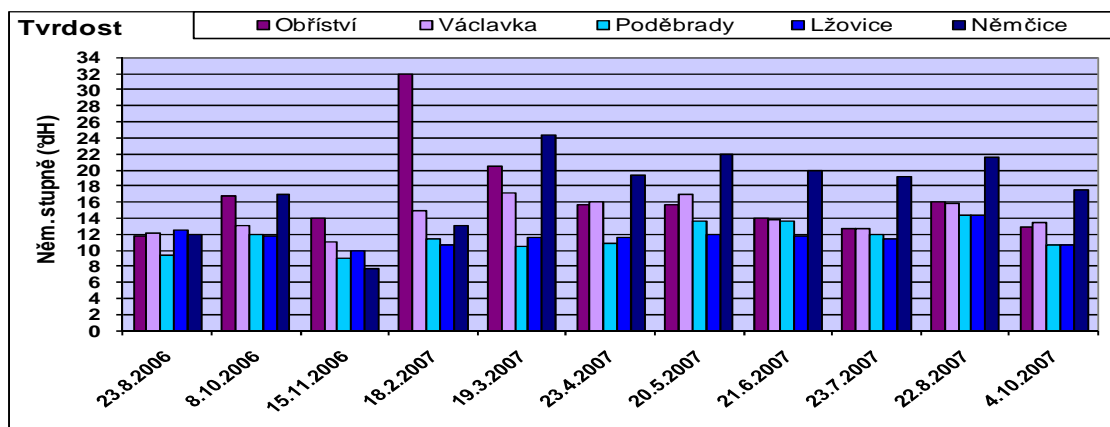


Obr. 106: Koncentrace vápníku na všech lokalitách během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)



Obr. 107: Koncentrace hořčíku na všech lokalitách během sledovaného období (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Výrazně vyšší průměrná koncentrace vápníku byla v jezeře Obříství zjištěna během výzkumu prováděného v letech 2000/2001, kdy odpovídala 150 mg.l⁻¹ (Šnajdr, 2002), naopak jezero Václavka vykazovalo v letech 2005/2006 koncentrace Ca téměř poloviční, což by mohlo nasvědčovat pozdějšímu ovlivnění starého ramene lidskou činností (vápnění blízkých polí nebo jezera z důvodu úpravy pH) (Kryžová, 2007). Ve starých ramenech Lžovice a Poděbrady, která jsou stále zcela povrchově napojena na Labe, byly koncentrace vápníku a hořčíku během sledovaného období téměř neměnné a jejich průměrné hodnoty nejnižší (tab. 37). Výzkum prováděný v jezeře Poděbrady v letech 2004 – 2007 prokázal průměrnou koncentraci vápníku ještě výrazně nižší, a to 42,8 mg.l⁻¹ (Havlíková, 2007). Souhrnné vyjádření koncentrací obou těchto prvků přináší obr. 108. Parametr tvrdost vody se však v dnešní době považuje již za poněkud zastaralý (Pitter, 2001).



Obr. 108: Tvrdost vody ve zkoumaných jezerech (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Vývoj koncentrací železa a manganu ve zkoumaných starých ramenech během sledovaného období přinášejí obrázky 109 a 110. Oba tyto prvky jsou pro řadu procesů probíhajících v živých organizmech velmi významné, proto je jejich distribuce ve vodním prostředí biochemickými procesy ovlivňována. Do vodního prostředí jsou např. vylučovány s extrakty živočichů s rostlin, uvolňují se při rozkladech uhynulých těl, určité množství přechází do roztoku i ze sedimentů za poklesu koncentrací kyslíku (Pitter, 1999). Za snížení redoxního potenciálu se do vodního sloupce uvolňuje nejprve mangan, při dalším poklesu i železo – v jezerech tak dochází např. k redukci FePO_4 , kdy pak do vody ovšem přechází i fosfor, který má pro trofii jezera často určující význam (Wetzel, 2001).

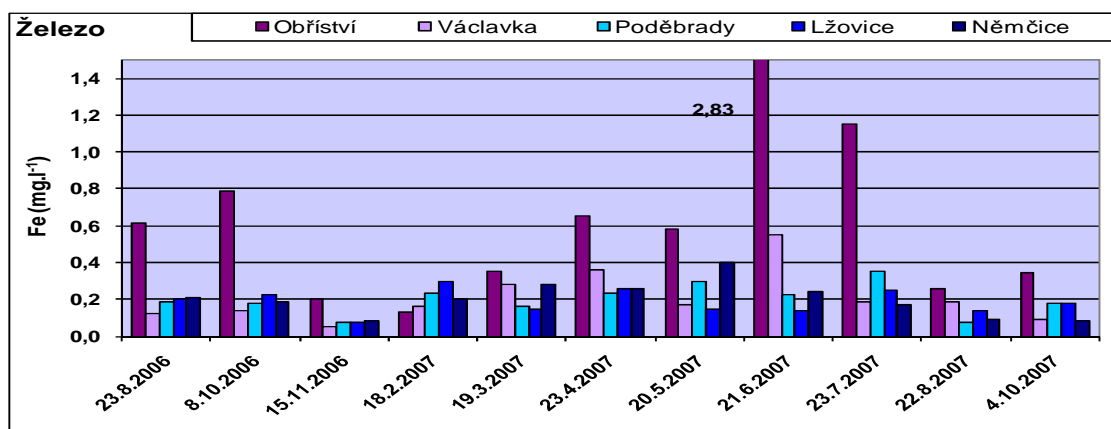
Pravděpodobně vzhledem k blízkým zdrojům možné kontaminace (obec Obříství, chemický podnik Spolana, a. s., přítok Černavka přinášející látky ze svého povodí, viz kap. 8.5) byla nejvyšší průměrná koncentrace železa byla zaznamenána ve starém rameni Obříství a odpovídala III. třídě jakosti vody. V porovnání s výsledky staršího výzkumu zde došlo k nárůstu hodnoty tohoto parametru (Šnajdr, 2002). Podobně byly vyšší koncentrace Fe zjištěny ve srovnání s výsledky měření z let 2005/2006 i v tůni Václavka (Kryžová, 2007). S výjimkou jezera Obříství odpovídal ovšem obsah Fe ve všech zkoumaných starých ramenech I. třídě jakosti vody.

Z hlediska hodnocení koncentrací manganu byla situace poněkud odlišná. III. třídy jakosti vody bylo dosaženo v jezerech Němčice, Lžovice a Václavka, stará ramena Poděbrady a Obříství vykazovala třídu II (tab. 37). V posledně jmenovaném starém rameni byla srovnatelná hodnota zjištěna i během měření v letech 2000/2001 (Šnajdr, 2002). V případě jezera Václavka došlo v porovnání s výsledky z let 2005/2006 k poklesu obsahu tohoto prvku (Kryžová, 2007).

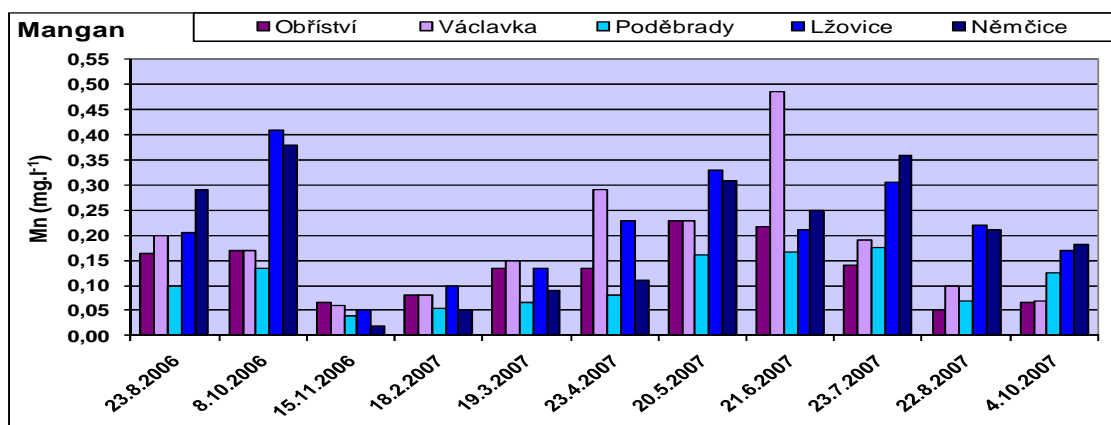
Ačkoliv byly mezi jednotlivými měřeními značné rozdíly, nárůst koncentrací Fe i Mn byl zaznamenáván většinou koncem jara a v létě, kdy se řada biochemických procesů vzhledem k vyšší teplotě zintenzivňuje, v tomto období dochází ovšem i k poklesu koncentrací kyslíku (viz kap. 9.3.3.2), kdy mohly být tyto prvky uvolněny ze sedimentů. Nejnižší koncentrace Mn, který je snáze redukován, tak byly ve většině jezer zaznamenávány od listopadu 2006 do

dubna 2007 (obr. 110), vyšší hodnoty Fe byly pak stanovovány ve vegetačním období. Maximální zjištěné koncentrace tohoto kovu byly stanoveny při červnovém odběru v jezeře Obříství (jednalo se o průměr ze tří odběrových míst) za maximální koncentraci P-PO₄, což by právě uvolnění ze sedimentů odpovídalo (obr. 104).

Vzhledem k faktu že se zkoumaná jezera nacházejí v hustě osídlené oblasti Polabí s řadou bodových zdrojů znečištění, mohly vyšší hodnoty obou kovů pocházet z antropogenních zdrojů kontaminace.



Obr. 109: Koncentrace železa ve zkoumaných starých ramenech (časová osa představuje dny vzorkování vody)



Obr. 110: Koncentrace manganu ve zkoumaných jezerech (časová osa představuje dny vzorkování vody)

Parametr	Lokalita					Lokalita				
	Němčice	Lžovice	Poděbrady	Václavka	Obříství	Němčice	Lžovice	Poděbrady	Václavka	Obříství
Teplota (°C)										
průměr	15,7	16,6	15,7	15,5	15,4	8,01	8,12	7,97/7,98	7,81/7,67	8,34/8,47
max	24,3	26,0	23,9	24,3	24,4	8,68	9,27	9,12	8,07	8,74
min	4,5	4,8	5,5	5,8	4,6	7,52	7,49	7,38	7,55	7,76
směr.odch.	7,2	7,2	6,1	6,5	6,7	0,44	0,52	0,52	0,17	0,29
char. hodn.										
třída										
KNK _{4,5} (mmol.l ⁻¹)					Vodivost (mS.m ⁻¹)					
průměr	4,08	2,22	2,17/2,3	2,87/2,8	2,39/4,2	81,3	46,3	46,5/42,2	53,8/51	69,4/85,4
max	5,27	2,92	3,40	3,37	3,76	141,9	73,7	65,7	95,0	150,9
min	1,79	1,63	1,39	2,20	0,05	33,1	36,1	33,3	41,5	46,4
směr.odch.	0,95	0,27	0,35	0,32	0,88	29,3	10,4	8,4	17,9	28,5
char. hodn.						141,1	70,3	63,2	94,9	125,3
třída						IV	II	II	III	IV
O ₂ (mg.l ⁻¹)					BSK ₅ (mg.l ⁻¹)					
průměr	8,27	9,86	8,67/12,4	9,66/7,3	11,46	4,5	3,7	3,5/3,6	5,2/5,2	6,3/6,7
max	20,26	17,50	14,10	17,72	17,20	8,9	7,1	6,0	7,9	8,7
min	1,60	4,80	2,90	5,73	5,90	1,5	1,1	1,0	1,4	2,9
směr.odch.	6,37	3,78	3,68	3,54	4,10	2,1	1,5	1,4	1,9	1,5
char. hodn.	2,34	5,18	4,42	5,80	6,25	7,6	5,8	5,6	7,4	8,6
třída	V	III	IV	III	III	III	III	III	III	IV
CHSK _{Mn} (mg.l ⁻¹)					N-NH ₄ (mg.l ⁻¹)					
průměr	10,11	5,61	5,40/6,0	6,69/10,6	7,98/14,0	0,18	0,08	0,09/0,058	0,05/0,3	0,11/0,51
max	12,00	11,00	7,80	9,00	12,00	0,37	0,35	0,31	0,28	0,35
min	8,00	3,90	4,20	3,00	5,20	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
směr.odch.	1,27	1,48	0,91	1,80	1,79	0,14	0,09	0,08	0,08	0,10
char. hodn.	12,00	7,78	6,50	8,60	11,00	0,34	0,19	0,21	0,17	0,29
třída	III	II	II	II	III	I	I	I	I	I
N-NO ₂ (mg.l ⁻¹)					N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)					
průměr	0,04	0,04	0,04/0,04	0,01/0,012	0,08/0,11	2,1	2,1	2,6/2,3	0,1/0,9	3,1/8,5
max	0,13	0,07	0,07	0,02	0,15	7,8	4,0	4,7	0,2	7,5
min	0,01	0,01	0,01	0,00	0,04	0,1	0,0	0,5	0,1	1,0
směr.odch.	0,03	0,02	0,01	0,01	0,03	3,0	1,1	1,2	0,0	2,0
char. hodn.						7,5	3,6	3,9	0,1	7,0
třída						III	II	II	I	III
P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)					Ptot (mg.l ⁻¹)					
průměr	0,54	0,08	0,04	0,04/0,05	0,07/0,13	0,61	0,12	0,09/0,082	0,08	0,14
max	1,40	0,25	0,13	0,08	0,16	1,40	0,36	0,24	0,16	0,49
min	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,07	0,05	0,04	0,04	0,06
směr.odch.	0,49	0,05	0,03	0,02	0,04	0,52	0,07	0,05	0,04	0,08
char. hodn.						1,40	0,22	0,14	0,11	0,17
třída						V	III	II	II	III
Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)										
průměr	37,4	24,3	25,0/18,21	13,5/13	46,3/73					
max	49,6	34,0	40,3	16,9	87,0					
min	12,9	15,8	17,6	10,0	29,6					
směr.odch.	11,4	4,2	6,1	2,5	14,8					
char. hodn.	49,2	29,5	33,9	16,6	76,3					
třída	I	I	I	I	I					
Ca (mg.l ⁻¹)					Mg (mg.l ⁻¹)					
průměr	111,8	72,5	70,8/42,80	100,9/55,1	93,8/150	17,6	6,9	7,1	5,7	13,8
max	160,0	101,0	102,0	145,0	185,0	24,4	8,3	9,4	7,2	27,6
min	42,8	51,3	44,9	72,7	64,0	6,0	5,3	4,9	4,2	8,5
směr.odch.	34,4	12,2	12,5	24,5	30,4	5,2	0,8	1,1	1,1	5,3
char. hodn.	158,0	90,1	88,4	135,0	136,4	23,0	8,1	8,3	7,2	23,8
třída	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I
Ca + Mg (mmol.l ⁻¹)					Tvrdost (Něm. St., °dH)					
průměr	3,51	2,09	2,06	2,79	2,91	18,26	11,61	11,59	14,39	16,45
max	4,76	2,80	2,93	3,90	5,75	24,40	14,70	15,40	17,40	32,00
min	1,31	1,50	1,32	1,99	1,95	7,80	8,80	8,30	11,00	11,50
směr.odch.	1,02	0,32	0,35	0,63	0,96	4,72	1,29	1,82	2,06	5,40
char. hodn.										
třída										
Fe (mg.l ⁻¹)					Mn (mg.l ⁻¹)					
průměr	0,20	0,18	0,20	0,23/téměř 0	0,77/0,04	0,20	0,21	0,11	0,20/0,31	0,13/0,10
max	0,47	0,47	0,56	0,66	4,60	0,38	0,44	0,22	0,50	0,33
min	0,06	0,07	0,06	0,05	0,11	0,02	0,04	0,04	0,06	0,04
směr.odch.	0,12	0,11	0,13	0,17	0,96	0,12	0,11	0,06	0,14	0,07
char. hodn.	0,40	0,38	0,38	0,44	1,71	0,36	0,40	0,18	0,47	0,23
třída	I	I	I	I	III	III	III	II	III	II

Tab. 37: Koncentrace sledovaných parametrů vody ve zkoumaných fluvialních jezerech

Určení charakteristické hodnoty, k jejímuž nepřekročení dojde s 90% pravděpodobností a následně zařazení do tříd kvality vody bylo provedeno podle ČSN 75 7221 – Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod; červeně jsou pro srovnání uvedeny výsledky předchozích výzkumů: v jezeře Obříství provedeno 7 měření od listopadu 2000 do listopadu 2001 (Šnajdr, 2002), v tůni Václavka 6 měření od září 2005 do září 2006 (Kryžová, 2007) a v jezeře Poděbrady 9 měření od září 2004 do února 2007 (Havlíková, 2007)

9.3.4 Statistické zhodnocení kvality vody

Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO for Windows 4.5, údaje byly do programu importovány pomocí WcanoImp, grafické výstupy pak byly provedeny v CANODRAW 3.1. (ter Braak, Šmilauer, 2002).

Rozhodnutí o použití lineární či unimodální mnohorozměrné analýzy bylo provedeno na základě detrendované korespondenční analýzy (DCA). Zjištěná délka gradientu ve zkoumaných datech ukázala, že lze vztahy mezi proměnnými aproximovat pomocí lineárních technik (blíže viz Herben, Münzbergová, 2003). Dále byla tedy používána nepřímá gradientová analýza - analýza hlavních komponent (PCA) a přímá gradientová analýza – redundantní analýza (RDA) (Lepš, Šmilauer, 2000). V případě přímé ordinace byl průkazný vliv testovaných proměnných ověřen MonteCarlo permutačním testem.

Testována byla:

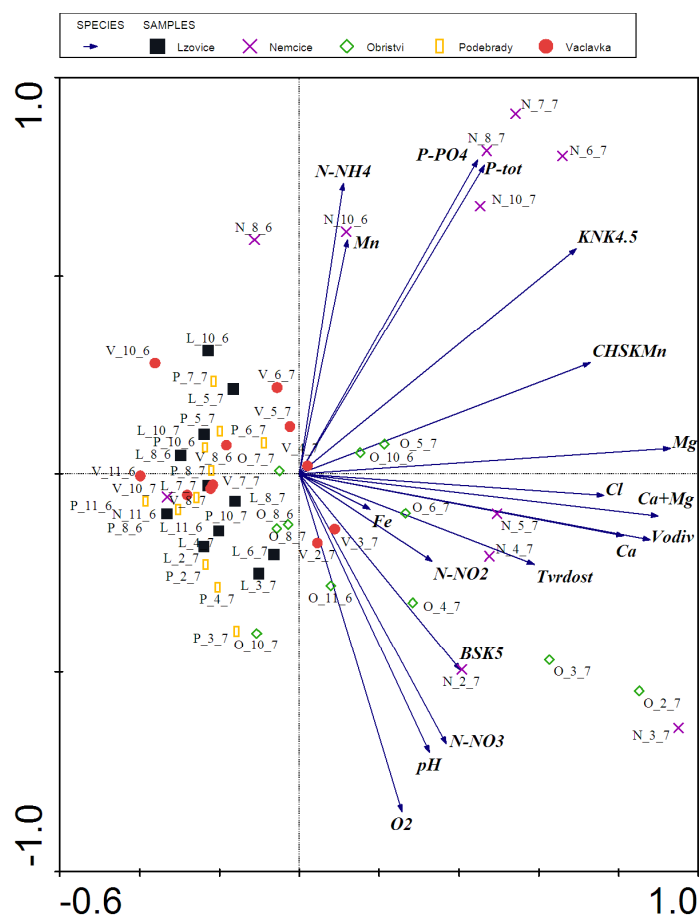
1. *závislost chemismu na určitém starém rameni*
(měsíční variabilita byla odfiltrována)
2. *závislost chemismu na čase – měsíční variabilitě* (prostorová variabilita byla odfiltrována)
3. *závislost chemismu na teplotě*

Jako základní data o chemismu vod zkoumaných starých ramen byly s cílem zajistit větší reprezentativnost použity průměrné hodnoty sledovaných parametrů vztahující se k jednomu termínu měření, pokud bylo v jezerech využito více odběrových míst (viz kap. 9.3.1). Informace o čase byly použity jako měsíc a rok, kdy bylo vzorkování provedeno, a stejně jako příslušnost k určitému jezeru byly zpracovány jako kategoriální proměnné ve tvaru dummy proměnných (Herben, Münzbergová, 2003).

Závislost chemismu na určitém starém rameni

Pro zjištění vzájemných vztahů chemických parametrů při jednotlivých odběrech prováděných od srpna 2006 do října 2007 byla použita nejprve metoda PCA. Hodnoty stanovovaných ukazatelů kvality vody byly vzhledem k odlišným jednotkám nejprve standardizovány. Výsledný ordinační diagram pak znázorňuje podobnost nebo naopak odlišnost jednotlivých měření v rámci mnohorozměrného prostoru (obr. 111) První ordinační osa popisující nejvýznamnější gradient v datech vysvětlila 33,9 % variability a oddělila především vzorky z jezer Němčice a Obříství, ve kterých byly zjištěny nejvyšší hodnoty vodivosti, tvrdosti vody, obsah vápníku, chloridů, hořčíku apod., což prokázalo i značnou korelaci těchto parametrů. Naopak nejnižší koncentrace těchto látek s poměrně vyrovnanými hodnotami během sledovaného období byly zaznamenány v jezerech Lžovice a Poděbrady, která jsou stále povrchově spojena s Labem (viz kap. 9.3.3). Druhá ordinační osa vysvětlující 25,7 % variability druhého nejvýznamnějšího gradientu v datech tak vydělila především měření s nejvyššími koncentracemi celkového a fosforečnanového fosforu, ale též např. amoniakálního dusíku a manganu, které byly zaznamenány zejména ve vzorcích získaných z téměř až hypertrofního starého ramene v Němčicích, kde byly zjištěny i nejvyšší průměrné

hodnoty těchto parametrů během sledovaného období. Druhá ordinační osa dále vyznačila měření, při kterých bylo dosaženo nejvyššího nasycení vody kyslíkem, hodnot pH a koncentrací dusičnanového dusíku. Zvýšené hodnoty těchto parametrů byly zaznamenány ve starém rameni v Obříství, které se vyznačovalo i nejvyššími průměrnými hodnotami těchto ukazatelů jakosti vody (viz kap. 9.3.3). Vyšší BSK₅ bylo ovšem zaznamenáno i při měření v jezerech Václavka a Němčice. Provedená analýza PCA ukázala i určitou korelaci parametrů P_{tot} a P-PO₄ s N-NH₄ a manganem, podobně tomu pak bylo i v případě koncentrace kyslíku, pH, obsahu dusičnanového dusíku a BSK₅. Jak je dále z obr. 111 patrné, stará labská ramena ve Lžovicích a Poděbradech vykazovala poměrně shodnou kvalitu vody během sledovaného

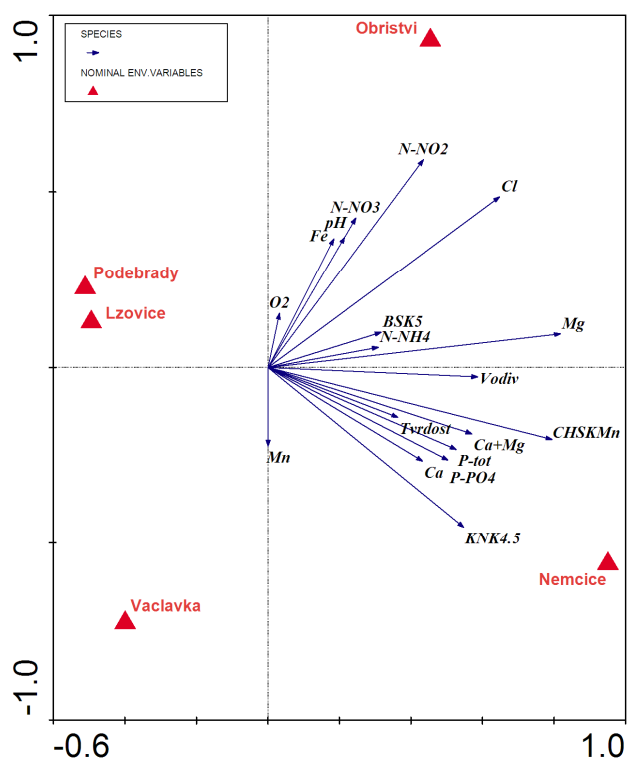


období, což pravděpodobně souviselo především s jejich stálým povrchovým spojením s Labem. Naopak vzorky vody získané v značně eutrofním jezeře v Němčicích, které s řekou komunikuje poměrně omezeně, se svým složením během sledovaného období výrazně lišily. Odlišný charakter vody vykazovalo i jezero Obříství, které s Labem povrchově komunikuje pouze za zvýšených průtoků v řece, kdy je betonová hráz oddělující toto staré rameno přelita. Uvedené čtyři hlavní ordinační osy vysvětlily při této analýze 78,6 % variability dat.

Obr. 111: Ordinační diagram PCA analýzy popisující vztahy vybraných parametrů vody při měřeních ve zkoumaných starých ramenech během sledovaného období

Závislost chemismu na lokalitě byla testována pomocí RDA metody. Aby nebyly výsledky ovlivněny meziroční variabilitou dat, byly využity pouze výsledky z měření provedených v hydrologickém roce 2006/2007- tedy vyjma odběry provedené v srpnu a říjnu 2006 (viz kap. 9.3.1). Dále bylo nezbytné odfiltrovat aspekt času, proto byl měsíc, při kterém měření během zkoumaného hydrologického roku proběhla, použit jako kovariáta. Z důvodů testování vlivu určitého starého ramene na kvalitu vody byla dále provedena permutace dat v blocích definovaných měsícem. Tento test byl průkazný ($P = 0,0020$) a první kanonická osa vysvětlila

22,6 % variability chemismu vody daným místem odběru - tedy zkoumaným starým ramenem. Grafický výstup analýzy přináší obrázek 112. Z blízkosti umístění jednotlivých jezer v mnohorozměrném prostoru lze usuzovat na podobnou kvalitu vody, jak vykazovala především jezera ve Lžovicích a Poděbradech, která jsou stále povrchově spojena s Labem a koncentrace řady stanovovaných ukazatelů vody zde dosahovaly nejnižších hodnot (viz kap. 9.3.3). Tato jezera byla též ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny nejhlubší. Zcela odlišný chemismus byl zaznamenán ve starých ramenech Obříství a Němčice. Pro jezero Obříství tak byly specifické především nejvyšší koncentrace N-NO₂, N-NO₃, hodnoty pH, obsah železa, chloridů, kyslíku a BSK₅. Toto staré rameno, které s Labem komunikuje povrchově pouze za vyšších vodních stavů v řece je z části obklopeno zemědělskou půdou a ústí do něho přítok Černavka, jehož povodí má též především zemědělský. Vzhledem k dostatku živin zde pravděpodobně dochází k značnému rozvoji fotosynteticky aktivních druhů, proto voda v tomto starém rameni vykazovala nejvyšší nasycení vody tímto plynem. Vyšší biologicky dobře odbouratelné organické znečištění zde mohlo být jak autochtonního původu, tak se mohlo jednat i o antropogenní kontaminaci např. splaškovou vodou z blízkých obcí, které donedávna postrádaly náležité nakládání s odpadními vodami. Jezero v Němčicích, jehož komunikace je v současnosti s řekou poměrně omezena, vykazovalo naopak nejvyšší hodnoty KNK_{4,5}, vodivosti, vápníku, ale byly zde též zaznamenány pravděpodobně následkem antropogenní kontaminace i nejvyšší průměrné hodnoty celkového a fosforečnanového fosforu, které způsobily značnou eutrofizaci tohoto starého ramene - hladina jezera bývá během vegetačního období pokryta silnou vrstvou okřehku. Voda se zde ovšem vyznačovala i nejvyššími hodnotami CHSK_{Mn}, což mohlo kromě biologicky těžce odbouratelných látek vyprodukovaných oživením jezera pocházet i z nedaleké obce Němčice, která postrádá čištění odpadních vod; velmi vysoké hodnoty tohoto parametru byly v minulosti v těchto místech zaznamenávány i v Labi, které zde bylo silně kontaminováno odpadní vodou z papíren v Hostinném (viz kap. 6.7). Zcela specifický chemismus vykazovala ovšem i od Labe zcela oddělená tůň Václavka, která v současnosti leží již ve značné vzdálenosti od koryta řeky a povrchově

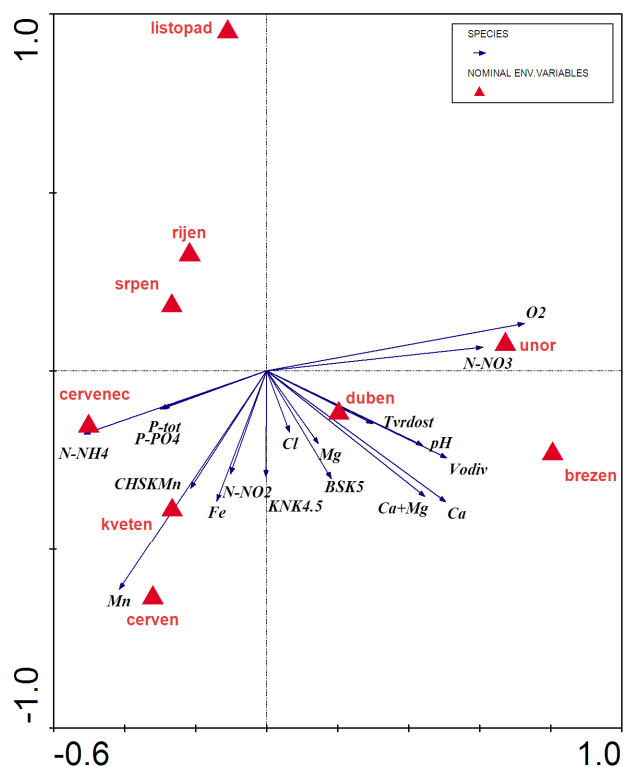


Obr. 112: RDA ordinace závislosti kvality vody na jezeře

s ní nekomunikuje ani za pětileté vody (viz kap. 9.2). Pro jezero byly typické především velice nízké koncentrace dusičnanového dusíku, který zde byl pravděpodobně značně vyčerpán rozvinutým oživením tohoto mělkého starého ramene. Jak tedy z této analýzy vyplývá, povrchové spojení s řekou mělo na kvalitu vody ve zkoumaných starých ramenech určující vliv. Jezera, jejichž komunikace s Labem byla omezená, tak vykazovala pravděpodobně především v souvislosti s lokálními podmínkami a antropogenními zdroji kontaminace zcela specifický charakter (využití blízkých pozemků, hnojení zemědělské půdy, obce bez náležitého nakládání s odpadními vodami apod.).

Závislost chemismu na čase – měsíční variabilitě

Obdobně byla testována závislost kvality vody na termínu odběru – tedy na měsíci, kdy bylo měření provedeno s cílem zjistit, zda se chemismus starých ramen v průběhu roku mění. Tato analýza byla opět provedena přímou technikou RDA, kdy byly podobně jako v předešlém případě využity pouze rozborů provedené v hydrologickém roce 2006/2007 – výsledky analýz ze srpna a října 2006 tak nebyly započítány (viz kap. 9.3.1). Z důvodu hodnocení kvality vody v souvislosti s měsícem odběru byl tak vliv starého ramene odfiltrován jako kovariáta a permutace byla provedena v blocích podle místní příslušnosti – tedy zkoumaného jezera. (Pro testování závislosti chemismu na termínu odběru v jednotlivých tůních nebyl dostatečný počet opakování) Tento test byl průkazný ($P = 0,0020$) a první kanonická osa popisující hlavní směr gradientu v datech, kdy byla hodnocena tedy závislost chemismus zkoumaných ramen na měsíci měření, vysvětlila 14,6 % variability. Grafický výstup analýzy přináší obrázek 113. Jak z uvedeného ordinačního grafu vyplývá, koncem zimy a počátkem jara byly v jezerech zaznamenávány nejvyšší koncentrace kyslíku, jehož rozpustnost ve vodě je za nižších teplot vyšší a dále se uplatňuje i rozvoj fytoplanktonních druhů na počátku vegetačního období, které kyslík produkují. V tomto období, resp. především při únorovém měření, byly stanovovány i vyšší koncentrace dusičnanového dusíku, který může být vzhledem k značné rozpustnosti ve vodě při tání vymýván z půdy a nebývá ještě významně odčerpáván rozvíjející se vegetací (Wetzel, 2001).



Obr. 113: RDA ordinační závislosti kvality vody na měsíci odběru

Při jarních měřeních vykazovala voda zkoumaných starých ramen i vyšší hodnoty pH ale i vodivosti, což korelovalo se zvýšený obsahem vápníku, hořčíku a tvrdostí vody (viz kap. 9.3.3). Naopak od května do července byl ve zkoumaných jezerech zaznamenáván nárůst hodnot $CHSK_{Mn}$, ale i koncentrací manganu a železa, které tak mohly být do vody uvolněny redukcí ze sedimentů za anoxických podmínek v blízkosti dna. V tomto období bylo dosahováno i zvýšených koncentrací celkového a fosforečnanového fosforu, ale i amoniakální formy dusíku, což pravděpodobně odpovídalo limitované nitrifikaci za nižšího nasycení vody kyslíkem a intenzifikaci rozkladných procesů během vyšších teplot (Wetzel, 2001). Poměrně srovnatelný chemismus vody byl v jezerech zaznamenán v srpnu a říjnu 2007, kdy voda zkoumaných starých ramen vykazovala ve srovnání s údaji zjištěnými koncem zimy, na jaře a počátkem léta, pokles hodnot některých parametrů, nebo nebyla tyto závislosti prokázána. Zcela odlišné postavení pak v mnohorozměrném prostoru ordinačního diagramu RDA techniky zaujímaly odběry vody provedené v listopadu 2006, kdy výsledky těchto rozborů přinesly informace o kvalitě vody zkoumaných starých ramen po vegetačním období, kdy dochází vlivem poklesu teploty k útlumu biochemických procesů. Řada vzorků vody vykazovala při tomto měření především snížené hodnoty $KNK_{4,5}$, nižší obsah organických látek, chloridů, železa a manganu, ale i vápníku, hořčíku, pH, vodivosti a tvrdosti vody. Testovaná závislost kvality vody na měsíci odběru ovšem nebyla při listopadových měřeních výrazně prokázána v případě koncentrací dusičnanového a amoniakálního dusíku a celkového a fosforečnanového fosforu, ale též nasycení vody kyslíkem, kdy se poměrné zastoupení těchto látek v jednotlivých vzorcích odebraných v různých zkoumaných starých ramenech vzhledem k jejich nestejně kvalitě vody lišilo (viz kap. 9.3.3).

Závislost chemismu na teplotě

Vzhledem k faktu, že byly mezi zkoumanými starými rameny zjištěny průkazné rozdíly a významně se lišila i kvalita vody během odběrů vzorků prováděných v různých měsících v hydrologickém roce 2006/2007, byla dále jezera pro zjištění závislosti chemismu na teplotě vody testována samostatně. Při těchto analýzách byly ovšem použity již všechny údaje o kvalitě vody získané v každém zkoumaném jezeře.

Pro posouzení vzájemných vztahů chemických parametrů vody při jednotlivých odběrech v každém zkoumaném starém rameni byla nejprve provedena analýza hlavních komponent (PCA). Hodnocené ukazatele byly nejprve z důvodu odlišných jednotek standardizovány. Příslušné obrázky (obr. 114, 116, 118, 120 a 122) znázorňují chemismu vody při jednotlivých měřeních v mnohorozměrném prostoru ordinačního diagramu, kdy blízkost skóru určitého odběru vody a jeho kolmý průmět na směr nárůstu hodnot zkoumaného parametru kvality vody vypovídá o vzájemném pozitivním vztahu.

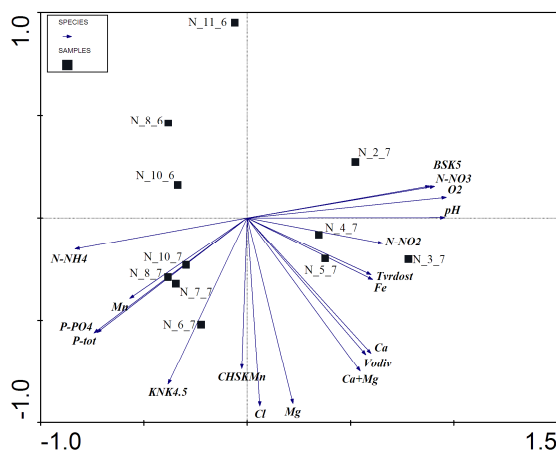
Technikou přímé ordinace (RDA) byl následně testován vliv teploty na kvalitu vody v jednotlivých zkoumaných starých ramenech, kdy změny tohoto fyzikálního parametru v podstatě odpovídaly roční době měření. Pro přímé testování chemismu vody v jednotlivých měsících nebo ročních obdobích, kdy byly odběry prováděny, nebyl v rámci jednoho jezera k

dispozici dostatečný počet opakování. Výsledky těchto analýz znázorňují obrázky 115, 117, 119, 121 a 123). Teplotou byly zásadně ovlivněny především ty parametry kvality vody, jejichž směr růstu hodnot se nejvíce blížil směru zvyšující se teploty.

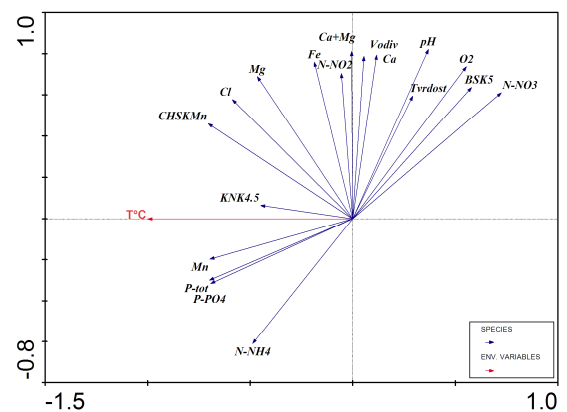
Při posouzení vztahů mezi stanovovanými parametry jakosti vody v jezeře Němčice při všech odběrech provedených během celého sledovaného období pomocí metody PCA bylo první ordinační osou vysvětleno 43,9 % variability; všechny 4 ordinační osy pak objasnily 91,0 % variability těchto dat, což bylo ve srovnání s výsledky této analýzy v dalších zkoumaných starých ramenech nejvíce. Jak obrázek č. 124 popisuje, měření provedená v únoru a březnu vykazovala především nejvyšší koncentrace kyslíku, dusičnanového dusíku, nejvyšší hodnoty BSK₅ a pH. V březnu byly dále zaznamenány nejvyšší hodnoty vodivosti, tvrdosti vody a koncentrací vápníku. Odběry provedené v červnu, červenci, srpnu a říjnu se naopak vyznačovaly výrazným nárůstem obsahu celkového a fosforečnanového fosforu.

Při hodnocení určujícího vlivu teploty na chemismus vody v tomto starém rameni pak první kanonická osa vysvětlila 24,5 % variability kvality vody a tento test byl průkazný, ačkoliv hodnota P se rovnala 0,0200 (obr. č. 125). Zvýšení hodnot stanovovaných parametrů v souvislosti s rostoucí teplotou vody bylo prokázáno především v případě celkového a fosforečnanového fosforu, hodnot CHSK_{Mn} a koncentrací manganu, naopak s nárůstem teploty vody byl zaznamenáván pokles koncentrací N-NO₃, kyslíku a hodnot BSK₅.

Podrobný popis vývoje hodnot stanovovaných parametrů vody během sledovaného období uvádí kapitola 9.3.3).



Obr. 114: PCA ordinační chemismu vzorků vody v jezeře Němčice



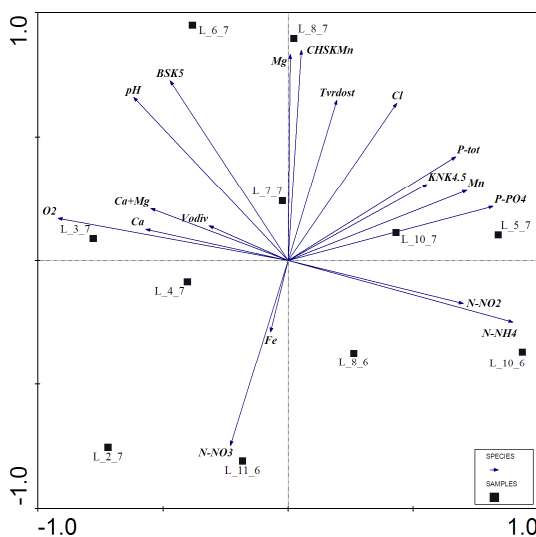
Obr. č. 115: RDA ordinační závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Němčice

V případě jezera Lžovice bylo první ordinační osou vysvětleno ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny pouze 31,7 % a podobně zde bylo vypočteno i nejnižší procento variability objasněné čtyřmi hlavními ordinačními osami - 80,1 %. Jak je z obrázku 116 patrné, složení vody se zde při jednotlivých odběrech poměrně lišilo a každé měření tak vykazovalo jistá specifika. Vyšší koncentrace kyslíku zde byly zaznamenávány především koncem zimy a na jaře, vůbec nejvyšší hodnota nasycení vody tímto plynem byla ovšem

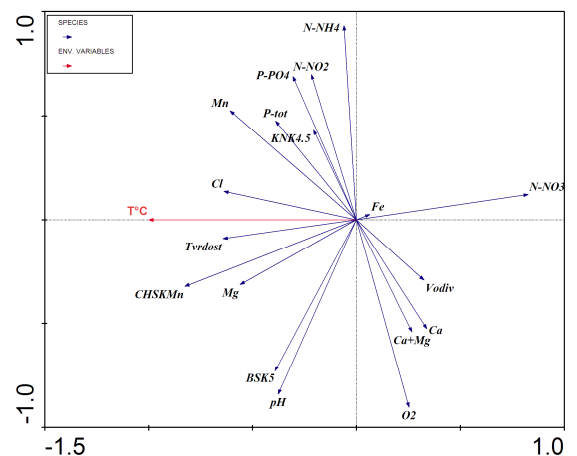
ojediněle v tomto starém rameni změřena v červnu. Nejvyšší hodnoty vodivosti dobře korelované s koncentracemi vápníku a molární koncentrací Ca + Mg zde byly stanoveny při březnovém měření, naopak vzorky vody odebrané v červnu a srpnu se vyznačovaly nejvyšším obsahem organických látek. Z hlediska nutrietů byly maximální koncentrace N-NO₃ zaznamenány při odběrech provedených v listopadu a únoru, měření z října 2006 se vyznačovalo naopak nejvyšším obsahem N-NH₄ a N-NO₂. V květnu byl v jezeře zaznamenán nejvyšší obsah P_{tot} a P-PO₄.

Při testování závislosti kvality vody na teplotě bylo první kanonickou osou vysvětleno pouze 21,5 % variability chemismu vody, což bylo ve srovnání s výsledky těchto analýz prováděných v dalších zkoumaných starých ramenech nejméně. Tento test vyšel statisticky průkazný (P = 0,0140). Nejvýraznější pozitivní závislost zde byla zaznamenána především v případě CHSK_{Mn}, chloridů, tvrdosti vody, manganu a hořčíku. Naopak nejnižší koncentrace N-NO₃ zde byly zjištěny především v létě, kdy byly měřeny i nižší hodnoty vodivosti a koncentrací vápníku. Vzhledem k faktu, že kromě vyšších koncentrací kyslíku ve vodě počátkem jara zde bylo nejvyšší nasycení vody tímto plynem při hladině zaznamenáno v důsledku rozvoje fytoplanktonu druhů koncem června, jak popisuje obrázek 117, v porovnání s dalšími zkoumanými rameny zde tento parametr vykazoval odlišnou vazbu na nárůst teploty.

Vývoj hodnot zkoumaných parametrů kvality vody podrobně popisuje kapitola 9.3.3).



Obr. č. 126: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Lžovice



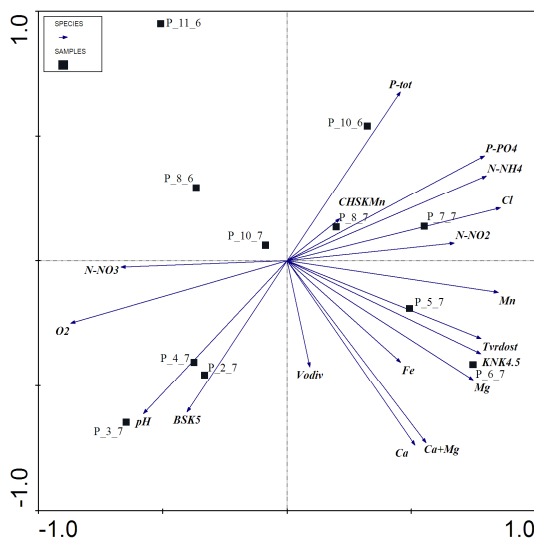
Obr. č.127: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Lžovice

V případě analýz dat získaných z jezera Poděbrady vysvětlila první ordinační osa popisující největší směr variability chemismu vody při jednotlivých měřeních 42,9 %, čtyři hlavní ordinační osy pak objasnily 85,2 % variability. Podle obrázku 118 vykazovaly vzorky odebrané v dubnu a únoru značnou shodu. Koncem zimy a počátkem jara bylo v jezeře dosahováno především vyššího nasycení vody kyslíkem a hodnot pH a BSK₅. Červnová a květnová měření se naopak vyznačovala nejvyššími hodnotami KNK_{4,5}, v červnu pak byly

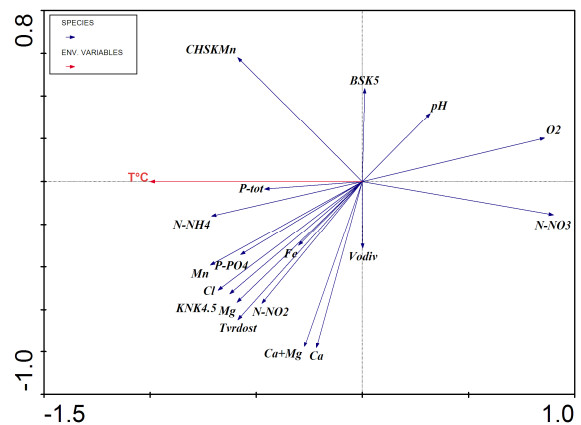
zjištěny i nejvyšší koncentrace hořčíku a vápníku. Naopak vzhledem k odlišnému průběhu hodnot vodivosti během sledovaného období s maximem dosaženým v březnu zde korelace těchto parametrů nebyla výrazně zaznamenána. Méně korelované byly v tomto jezeře i hodnoty celkového a fosforečnanového fosforu, kdy výrazně vyšších hodnot P_{tot} bylo dosaženo především v říjnu 2006 a v srpnu 2007. Naopak chod hodnot $P-PO_4$ zde během sledovaného období vykazoval podobný průběh jako koncentrace $N-NH_4$.

Testování vlivu teploty na zkoumané parametry vody znázorňuje obrázek 119. První kanonická osa zde vysvětlila 30,8 % variability chemismu vody a tento test zde dosahoval průkaznosti $P = 0,0040$. Jak je tedy patrné, s rostoucí teplotou zde byla pozitivní závislost prokázána především v případě $N-NH_4$, dále $P-PO_4$, manganu, ale i chloridů; méně pak v případě $KNK_{4,5}$ a $CHSK_{Mn}$. Naopak negativní závislost na rostoucí teplotu zde vykazovaly především koncentrace rozpuštěného kyslíku, $N-NO_3$ a částečně i pH. Jak je dále z obr. 119 patrné, vývoj hodnot vodivosti a BSK_5 nebyl v souvislosti se změnou teploty prokazatelný.

Podrobný vývoj hodnot zkoumaných parametrů kvality vody během sledovaného období popisuje kapitola 9.3.3).



Obr. 118: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Poděbrady



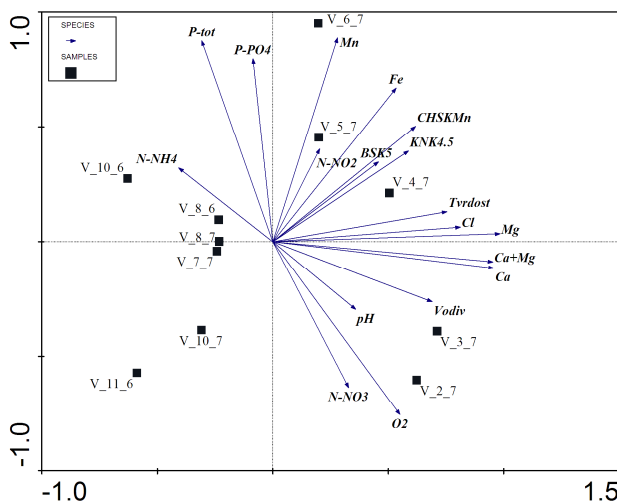
Obr. 119: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Poděbrady

Ordinační diagram kvality vody při jednotlivých odběrech provedených během sledovaného období v tůni Václavka znázorňuje obr. 120. První ordinační osa popisující největší směr variability dat vysvětlila 37,0 % a čtyři hlavní osy pak 87,2 % variability chemismu vody tohoto starého ramene. Jak je zřejmé, největší podobnost vzorků vody byla prokázána při měřeních provedených v srpnu 2006 a červenci a srpnu 2007. V únoru a březnu bylo v jezeře zaznamenáno především nejvyšší nasycení vody kyslíkem, únorové vzorky zde pak vykazovaly nejvyšší obsah $N-NO_3$. Maximální hodnota vodivosti byla v tůni Václavka zjištěna při březnovém měření. Jak je dále z obrázku 120 patrné, poměrně výrazná korelace zde byla zaznamenána v případě vápníku, hořčíku, $Ca + Mg$, chloridů a tvrdosti vody.

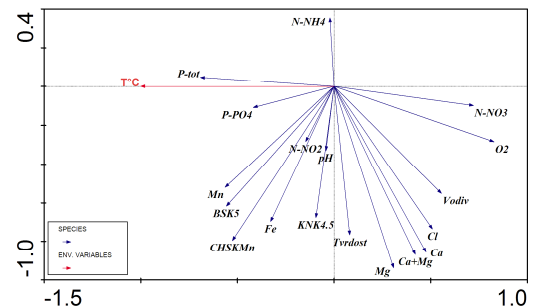
Nejvyšších hodnot $CHSK_{Mn}$ bylo v tůni Václavka dosaženo při měřeních v dubnu, květnu a červnu, zatímco v případě BSK_5 byla maxima zaznamenávána v květnu, srpnu a v červenci, proto nelze považovat tyto parametry za výrazně korelované. Poměrně srovnatelný průběh hodnot během sledovaného období ovšem vykazovaly koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu.

Vliv teploty na kvalitu vody v tůni Václavka testovaný metodou RDA prokázal, že první kanonická osa vysvětlila 22,1 % variability chemismu a tento test zde dosahoval průkaznosti $P = 0,0120$ (obr. 121). Pozitivní závislost stanovených parametrů vody na teplotě zde byla zjištěna především v případě celkového a fosforečnanového fosforu a manganu; naopak podobně jako v dalších zkoumaných starých ramenech, i v tůni Václavka závisely koncentrace kyslíku, obsah dusičnanového dusíku a i vodivost na rostoucí teplotě vody negativně. Jak tato analýza prokázala, ke změnám koncentrací $N-NH_4$ docházelo bez ohledu na teplotní změny vody.

Popis vývoje hodnot stanovených parametrů vody během sledovaného období je podrobně uveden v kapitole 9.3.3).



Obr. 120: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Václavka



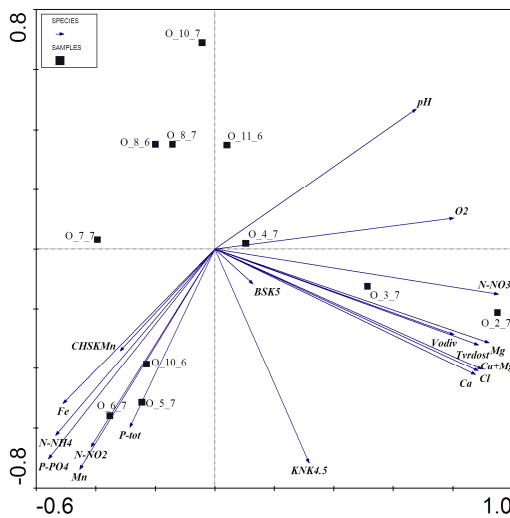
Obr. 121: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Václavka

Při hodnocení chemismu vody během jednotlivých měření metodou PCA ve zkoumaném starém rameni v Obříství vysvětlila první ordinační osa popisující hlavní směr variability v datech 45,5 %, což bylo ve srovnání s výsledky tohoto testu v případě ostatních zkoumaných jezer nejvíce. Čtyři hlavní ordinační osy pak objasnilo 87,6 % variability. Jak je z obr. 122 zřejmé, největší podobnost chemismu vody byla zjištěna při odběrech provedených v srpnu 2006 a 2007, jisté shody v kvalitě vody byly ovšem zaznamenány i při měřeních provedených v květnu a červnu. V únoru, březnu a dubnu vykazovala voda v tomto starém rameni nejvyšší nasycení vody kyslíkem a při měřeních v únoru a březnu zde byly zjištěny i nejvyšší koncentrace dusičnanového dusíku. V těchto měsících byly v jezeře zaznamenávány i výrazně zvýšené hodnoty vodivosti, tvrdosti vody, koncentrací vápníku, hořčíku a chloridů,

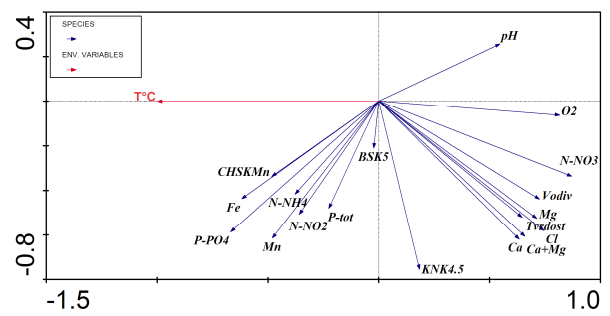
kteřé prokázaly vzájemnou korelaci. Naopak vzorky vody odebrané v říjnu 2006, květnu, červnu a červenci 2007 se vyznačovaly především zvýšeným obsahem N-NH₄, N-NO₂, P-PO₄ a při většině těchto měření byly ve vodě zjištěny i nejvyšší koncentrace P_{tot}, manganu a železa. V červnu a červenci pak byly v tomto jezeře stanoveny i nejvyšší hodnoty CHSK_{Mn}.

Z hlediska posouzení závislosti chemismu vody tohoto jezera na teplotě vysvětlila první kanonická osa 34,6 % variability dat, kdy tato hodnota nebyla třetí tímto testem v žádném dalším zkoumaném jezeře překonána. Analýza vlivu teploty na kvalitu vody jezera zde nabýval průkaznosti P = 0,0020. Jak znázorňuje obrázek 123, pozitivní průkazný vliv teploty byl v tomto jezeře zjištěn především v případě parametru CHSK_{Mn}, železa a fosforečnanového fosforu, naopak s rostoucí teplotou zde docházelo prokazatelně k poklesu koncentrací kyslíku, dusičnanového dusíku, ale i pH. Hodnoty BSK₅ zde se změnou teploty vody prokazatelně nesoúvisely.

Podrobně je vývoj zkoumaných parametrů vody během sledovaného období popsán v kapitole 9.3.3).



Obr. 122: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Obříství



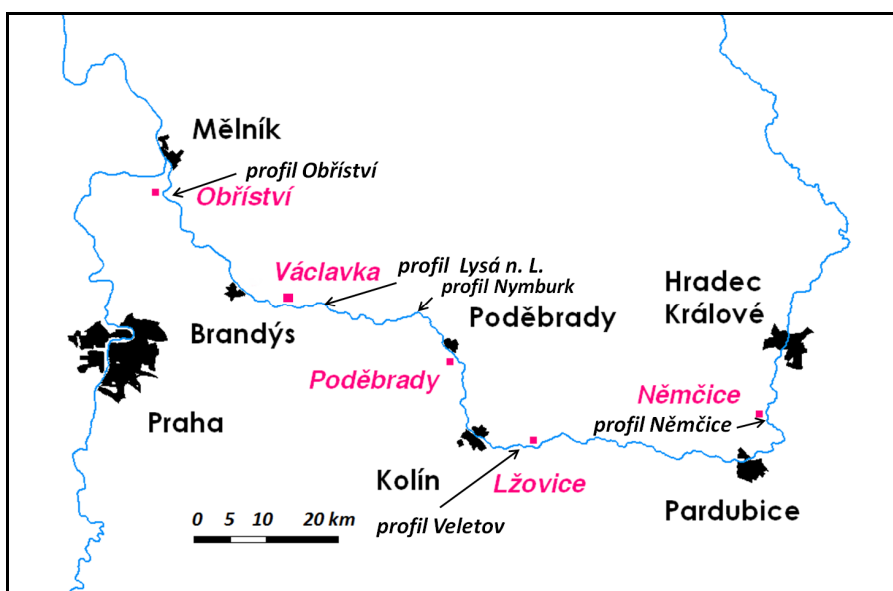
Obr. 123: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Obříství

Jak tedy toto statistické vyhodnocení výsledků kvality vody zkoumaných starých ramen prokázalo, až na výjimky byl ve všech pozorovaných jezerech zjištěn prokazatelný negativní vliv teploty na obsah kyslíku ve vodě. Během léta rozpustnost tohoto plynu ve vodě klesá a většinou v našich zeměpisných šířkách nedochází ani k masivnímu rozvoji fytoplanktonu, který by tyto ztráty doplnil. Určité množství kyslíku je též odčerpáváno při rozkladných procesech, které se za vyšších teplot zintenzivňují (Wetzel, 2001). Jedinou výjimku tvořilo jezero Lžovice, kde bylo během červnového měření zaznamenáno nejvyšší nasycení vody tímto plynem následkem rozvoje fytoplanktonu preferujícího vyšší teploty a intenzitu slunečního záření. Prokazatelně negativní vliv rostoucí teploty byl zjištěn i v souvislosti se změnami obsahu dusičnanového dusíku. Tato závislost byla pozorována ve všech zkoumaných starých ramenech a odpovídala pravděpodobně využití tohoto biogenního prvku

autotrofním oživením jezer během vegetačního období. Z hlediska prokazatelného pozitivního vlivu teploty na hodnoty stanovovaných parametrů vody byly mezi zkoumanými starými rameny zjištěny značné rozdíly. Ve většině jezer souvisely vyšší teploty především s nárůstem obsahu fosforu a manganu, resp. v případě jezera Obříství železa, které mohly být během anoxických podmínek v blízkosti dna při nižším nasycení vody kyslíkem za vyšších teplot (s výjimkou jezera ve Lžovicích) do vody uvolňovány ze sedimentů (obr. 115, 119, 121 a 123). Během letních měsíců ovšem vykazovala v souvislosti s rostoucí teplotou některá zkoumaná stará ramena i prokazatelný nárůst hodnot $CHSK_{Mn}$ (obr. 115, 117 a 119), v některých případech bylo zjištěno i zvýšení hodnot $KNK_{4,5}$, chloridů, ale i tvrdosti vody a koncentrací amoniakálního dusíku a hořčíku (obr. 115, 117 a 119). Z hlediska závislosti kvality vody zkoumaných starých ramen na teplotě tak jezera vykazovala v případě některých parametrů určité rozdíly během jednotlivých měření, které pravděpodobně souvisely s celkovým zatížením jezera, jeho komunikací s řekou, morfometrií, možnou antropogenní kontaminací a využitím okolních pozemků.

9.3.5 Srovnání kvality vody v jezerech a v řece

Pro srovnání výsledků měření ve zkoumaných starých labských ramenech s vývojem kvality vody v Labi byla použita data z nejbližších měřících stanic na řece, kde dlouhodobě probíhá podrobný systematický monitoring. Výsledky analýz vzorků z jezera Němčice tak byly porovnány s údaji ze stejnojmenného profilu na Labi (978,761 ř. km), data ze starého ramene ve Lžovicích byla srovnána s měřeními z labského profilu ve Veletově (928,603 ř. km), v případě jezera Poděbrady bylo porovnání provedeno s údaji ze stanice v Nymburce (895,899 ř. km), data z tůň Václavka byla srovnána s údaji z profilu Lysá nad Labem (878,796 ř. km) a v případě jezera Obříství byl použit stejnojmenný labský profil (842,046 ř. km) (obr. 124). Dlouhodobý vývoj vybraných parametrů jakosti vody na těchto labských profilech byl porovnán s průměrnou hodnotou těchto ukazatelů zjištěnou během sledovaného období ve zkoumaných starých ramenech (obr. 125, 127, 129, 131 a 133). Podrobné porovnání vývoje hodnot v roce 2006 a 2007 přináší obrázky 126, 128, 130, 132 a 134.



Obr. 124: Umístění zkoumaných jezer a nejbližších labských profilů s pravidelným vzorkováním kvality vody (zdroj: ČHMÚ)

Kvalita vody je na profilech ČHMÚ sledována nejčastěji v měsíčních intervalech. Vzorky jsou pokud možno odebírány v proudnici řeky zpravidla 50 cm pod hladinou a cca 20 cm ode dna do odběrné nádoby. Analýzy jsou prováděny laboratorně podle norem, které byly využity pro stanovení vybraných parametrů kvality vody ve vzorcích odebraných ve zkoumaných starých ramenech. Pravidelný monitoring kvality vody v řece je prováděn na zvolených labských profilech od roku 1963 (ČHMÚ, 2010B).

9.3.5.1 Profil Němčice

Podobně jako na dalších labských profilech, i v Němčicích došlo během posledních 20 let k výraznému poklesu znečištění. Vzhledem k faktu, že tato lokalita leží před pardubickou průmyslovou aglomerací (obr. 124), některé ze zkoumaných parametrů zde dosahovaly

nejnižších maximálních hodnot (vodivost, N-NH₄, N-NO₃, P_{tot}, obr. 125). Profil v Němčicích byl ovšem v dřívějších letech velmi zatížen vysokými hodnotami CHSK_{Mn} (téměř 27 mg.l⁻¹) pocházejícími z podniku Krkonošské papírny v Hostinném (viz kap. 6.7). Takto vysoké obsahy biologicky obtížně odbouratelných organických látek nebyly ani v minulosti na žádném z dalších zkoumaných labských profilů překonány. Kromě opatření na průmyslových zdrojích znečištění ve vyšších částech povodí se v Němčicích jistě pozitivně projevila i výstavba ČOV v Hradci Králové, která byla po dvou letech zkušební doby uvedena do provozu v roce 1997 (VAK Hradec Králové, 2010).

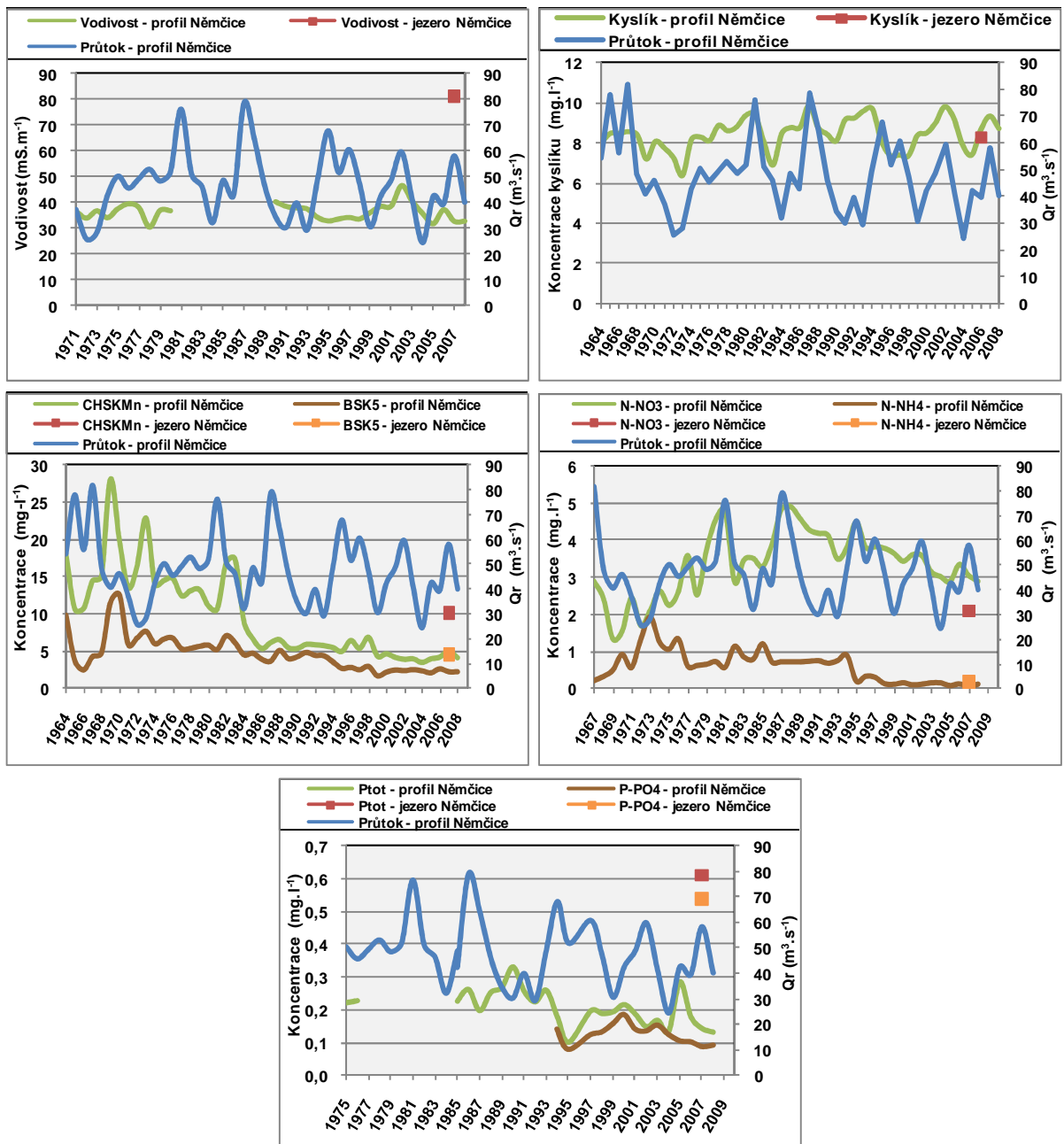
Při srovnání průměrných koncentrací vybraných parametrů ve zkoumaném starém rameni v Němčicích, jehož komunikace je s řekou poměrně omezená, s kvalitou vody v Labi bylo v jezeře výrazně vyšších hodnot dosaženo v případě vodivosti a CHSK_{Mn} (obr. 125). Mírně vyšší obsah zde byl zjištěn i v případě BSK₅, nicméně oproti Labi zde byly změřeny především několikanásobně vyšší koncentrace P_{tot} a P-PO₄, jejichž hodnoty nebyly překonány ani v žádném z dalších zkoumaných starých. Nasycení vody kyslíkem a hodnoty amoniakálního dusíku byly srovnatelné s řekou, nicméně starý labský meandr vykazoval nižší koncentraci dusičnanového dusíku (obr. 125), která poukazovala na intenzivní využití tohoto biogenního prvku za dostatku fosforu oživením jezera.

Detailní vývoj hodnot vybraných parametrů naměřených v jezeře a v Labi na profilu Němčice v roce 2006 a 2007 přináší obr. 126. Hodnoty vodivosti vykazovaly v řece poměrně vyrovnaný chod, naopak při měření ve starém rameni byl v březnu 2007 zaznamenán významný nárůst, což odpovídalo i výrazně zvýšeným koncentracím vápníku, hořčíku, ale i dusičnanového dusíku (viz kap. 9.3.3). Ačkoliv byl v první polovině roku 2007 zjištěn mírný vzestup hodnot rozpuštěného kyslíku i ve vodě v Labi, koncentrace změřené v tomto období v jezeře dosahovaly, podobně jako např. v lokalitě Obříství, výrazně vyšších hodnot. Naopak v létě bývá v eutrofní stojaté vodě fluvialních jezer nasycení vody tímto plynem díky vyšší teplotě vody, intenzivním rozkladným procesům a absenci takových fotosynteticky aktivních druhů, které by tyto ztráty nahradily, nižší (Wetzel, 2001).

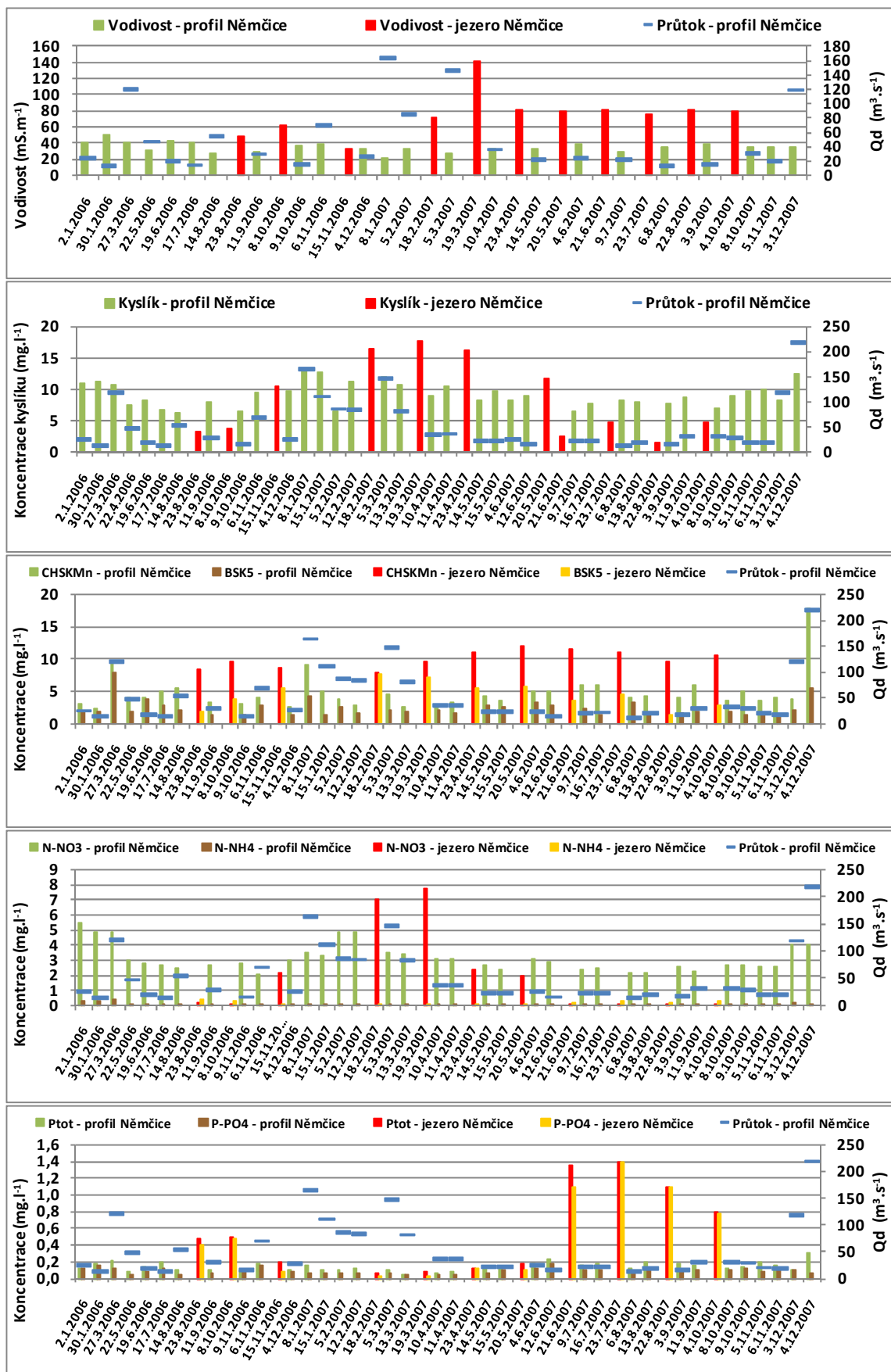
Maximální obsah biologicky snadno odbouratelné organické hmoty byl v jezeře zaznamenán v únoru, naopak v případě CHSK_{Mn} bylo maximální hodnoty dosaženo v květnu 2007. Pokud uvážíme pouze období vzorkování vody v jezerech (23.8.2006 – 4.10.2007), nejvyšší hodnota obou těchto parametrů byla v Labi zaznamenána v lednu 2007. Zde se tak pravděpodobně uplatnil vliv antropogenních zdrojů znečištění umístěných ve vyšších částech povodí, omezená komunikace jezera s řekou, místní zdroje znečištění (viz kap. 8.1), ale též odlišný charakter eutrofní stojaté vody.

Jak je dále z obrázku 126 patrné, ačkoliv byl v řece zaznamenáván od listopadu 2006 do dubna 2007 mírný nárůst hodnot N-NO₃, ve starém rameni byly v únoru a v březnu zjištěny koncentrace téměř dvojnásobné. V následujícím období byl ovšem obsah N-NO₃ pravděpodobně v důsledku spotřeby tohoto biogenního prvku rostoucí biomasou jezera minimální (Kalff, 2002). Ačkoliv byl během přibližně první poloviny roku zjištěn značný

pokles P_{tot} i $P\text{-PO}_4$ v Labi i ve zkoumaném jezeře, mnohonásobné zvýšení koncentrací ve starém rameni zaznamenávané od června 2007 poukazovalo spíše na lokální zdroj kontaminace popř. uvolnění fosforu ze sedimentů za minimálních obsahů kyslíku ve vodě (Wetzel, 2001) (obr. 126). V řece byl v tomto období zjištěn jen mírný nárůst hodnot těchto parametrů. Vzhledem k značnému antropogennímu zatížení tohoto starého ramene a jeho omezené komunikaci s Labem, vykazovalo toto jezero zcela specifický charakter odpovídající kontaminované hypertrofní stojaté vodě. Jak znázorňuje dále obrázek 126, ačkoliv byl v řece zaznamenáván od listopadu 2006 do dubna 2007 mírný nárůst hodnot $N\text{-NO}_3$, ve starém rameni byly v únoru a v březnu zjištěny koncentrace téměř dvojnásobné. V následujícím období byl ovšem obsah $N\text{-NO}_3$ pravděpodobně v důsledku spotřeby tohoto biogenního prvku rostoucí biomasou jezera minimální (Kalf, 2002). Ačkoliv byl během přibližně první poloviny roku zjištěn značný pokles P_{tot} i $P\text{-PO}_4$ v Labi i ve zkoumaném jezeře, mnohonásobné zvýšení koncentrací ve starém rameni zaznamenávané od června 2007 poukazovalo spíše na lokální zdroj kontaminace popř. uvolnění fosforu ze sedimentů za minimálních obsahů kyslíku ve vodě (Wetzel, 2001) (obr. 126). V řece byl v tomto období zjištěn jen mírný nárůst hodnot těchto parametrů. Vzhledem k značnému antropogennímu zatížení tohoto starého ramene a jeho omezené komunikaci s Labem, vykazovalo toto jezero zcela specifický charakter odpovídající kontaminované hypertrofní stojaté vodě.



Obr. 125: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Němčice ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných ve stejnojmenném jezeře Němčice během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)



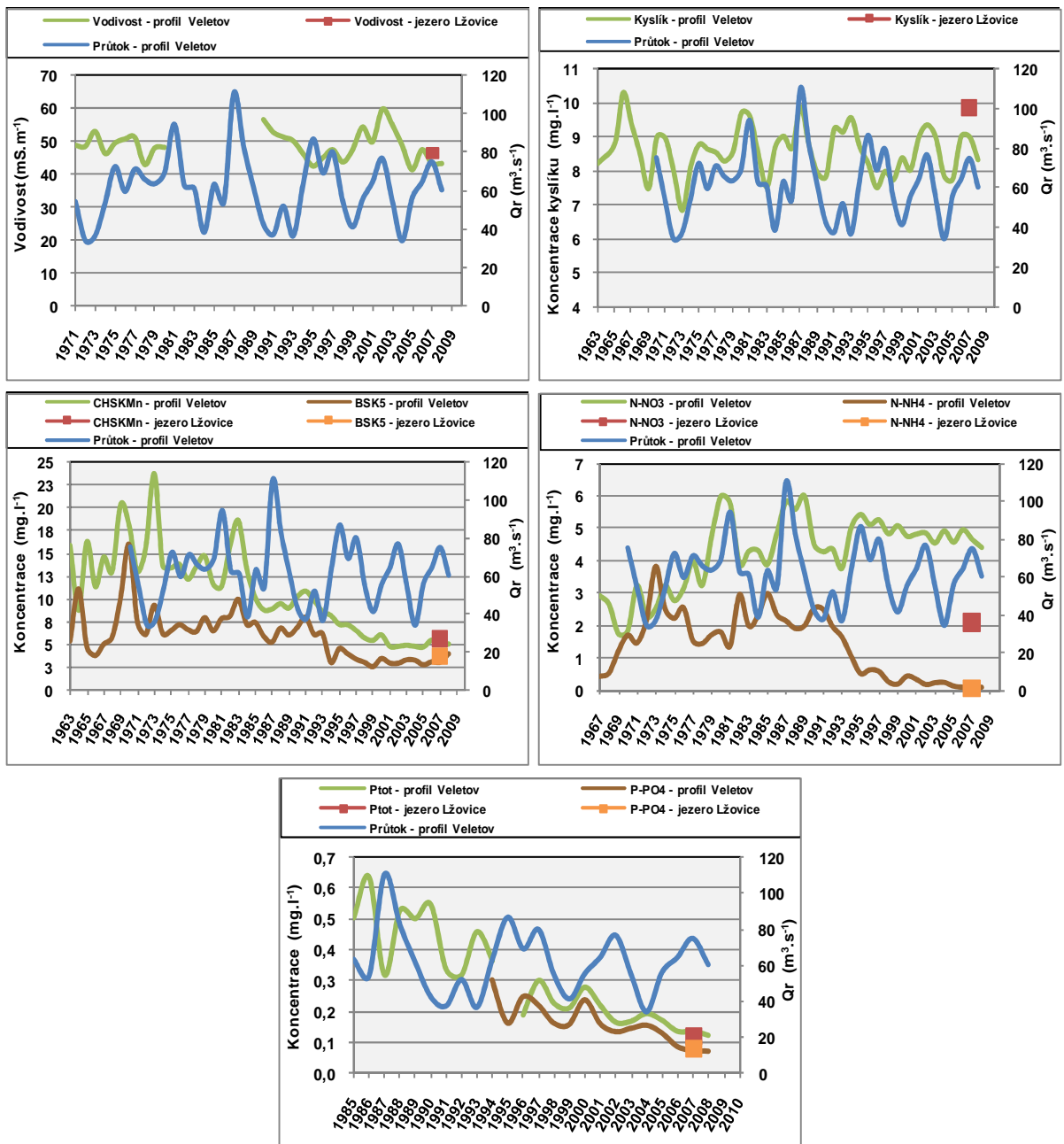
Obr. 126: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Němčice a ve stejnojmenném jezeře během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ) (pokud bylo využito během jednoho vzorkování v jezeře více odběrových míst, byla použita průměrná hodnota příslušného parametru)

9.3.5.2 Profil Veletov

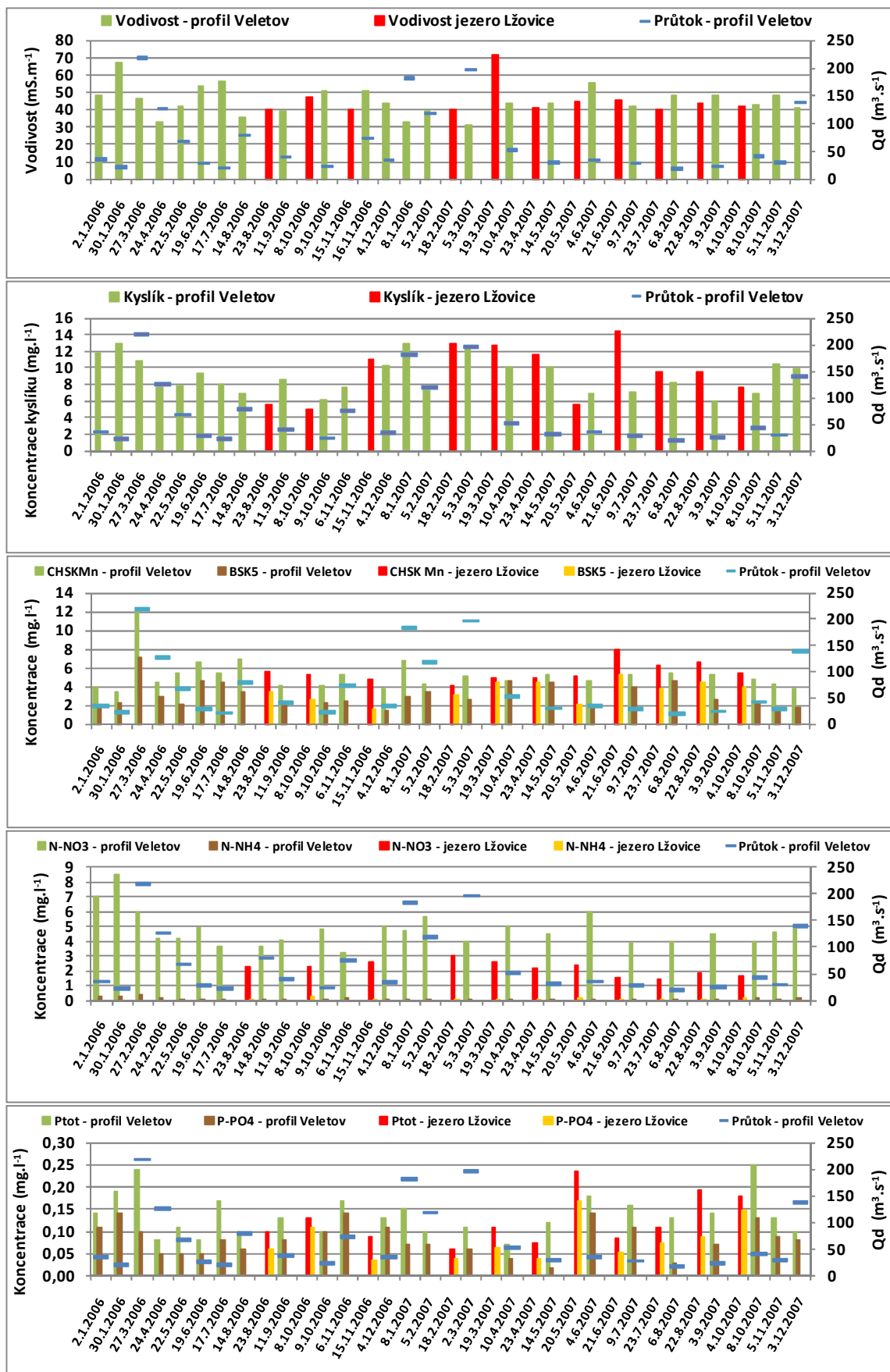
Profil Veletov, který leží v blízkosti zkoumaného ramene ve Lžovicích, byl v minulosti velmi zatížen znečištěním produkovaným pardubickou průmyslovou aglomerací (Synthesia, a. s., PARAMO atd.) (viz kap. 6.7). V porovnání s měřicí stanicí v Němčicích zde s výjimkou $CHSK_{Mn}$ vzrostly koncentrace všech sledovaných parametrů (obr. 127). Hodnoty BSK_5 dosahující téměř 17 mg.l^{-1} nebyly na žádném z dalších zkoumaných profilů překovány. S prováděnými opatřeními na bodových zdrojích znečištění však dochází i zde koncem 80. a především v 90. letech k poklesu znečištění, nicméně koncentrace dusičnanového dusíku pocházející především z plošných zdrojů znečištění poklesly v posledních 15 letech jen částečně (obr. 127).

Vzhledem k faktu, že starý labský meandr ve Lžovicích je stále jižní částí napojen na Labe (viz kap. 8.2), byly zde v porovnání s řekou zaznamenány jak shodné hodnoty $CHSK_{Mn}$ a BSK_5 , tak i koncentrace P_{tot} , $P-PO_4$, $N-NH_4$ a vodivosti (obr. 127). Zcela odlišná situace zde byla ovšem zjištěna v případě rozpuštěného kyslíku. Jezero tak v porovnání s řekou vykazovalo výrazně vyšší průměrné nasycené vody tímto plynem, kde se projevila především produkce kyslíku fytoplanktonem stojaté vody, jehož rozvoj byl v jezeře zaznamenán nejen na jaře, ale oproti dalším zkoumaným starým ramenům i v létě (obr. 128) (viz kap. 9.3.3.2). Ačkoliv jezero povrchově komunikuje s řekou, vykazovalo, podobně jako další stará ramena, výrazně nižší obsah dusičnanového dusíku, který je v eutrofní stojaté vodě pravděpodobně značně odčerpáván autotrofními organizmy (Lellák, Kubiček, 1991).

Podrobný vývoj vybraných parametrů kvality vody v roce 2006 a 2007 přináší obr. 128. Jak je z hodnot vodivosti patrné, stav v jezeře se velmi blížil situaci v řece. Výjimku tvořilo pouze březnové měření, při kterém tento parametr ve starém rameni výrazně stoupl, což bylo pravděpodobně následkem krátkodobého lokálního znečištění jezera. Koncentrace kyslíku nabývaly při většině měření vyšších hodnot, výrazný nárůst byl v porovnání s řekou ovšem zaznamenán v červnu 2007 jako následek letního rozvoje fytoplanktonních druhů, což bylo i dobře patrné při měření ve vodním sloupci - nejvyšších koncentrací (přes 17 mg.l^{-1}) bylo dosahováno v blízkosti hladiny (viz kap. 9.3.2.5). Při posuzování organického zatížení jezera byly mírně vyšší hodnoty parametrů $CHSK_{Mn}$ a BSK_5 zaznamenány v létě a na podzim, nicméně jejich chod přibližně odpovídal vývoji těchto ukazatelů v řece (obr. 128). Ačkoliv je starý labský meandr povrchově spojen s Labem, výrazně nižší hodnoty $N-NO_3$ s poklesem koncem jara a v létě zde podobně jako v dalších zkoumaných poukazovaly na odčerpávání tohoto biogenního prvku autotrofními organizmy (Wetzel, 2001). Koncentrace P_{tot} a $P-PO_4$ vykazovaly s odchylkami poměrně podobný průběh v řece i v jezeře. Po jarním snížení hodnot, kdy bývá fosfor odčerpáván na počátku vegetačního období, byl v květnu zjištěn výrazný nárůst jeho obsahu. Ačkoliv kvalita vody tohoto s Labem stále spojeného jezera vykazovala s řekou značné shody, vývoj hodnot dusíku poukazoval na odlišný charakter stojaté vody fluviálního jezera.



Obr. 127: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Veletov ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných v jezeře Lžovice během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)



Obr. 128: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Veletov a v jezeře Lžovice během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ) (pokud bylo využito během jednoho vzorkování v jezeře více odběrových míst, byla zde pro tento účel vypočtena průměrná hodnota příslušného parametru)

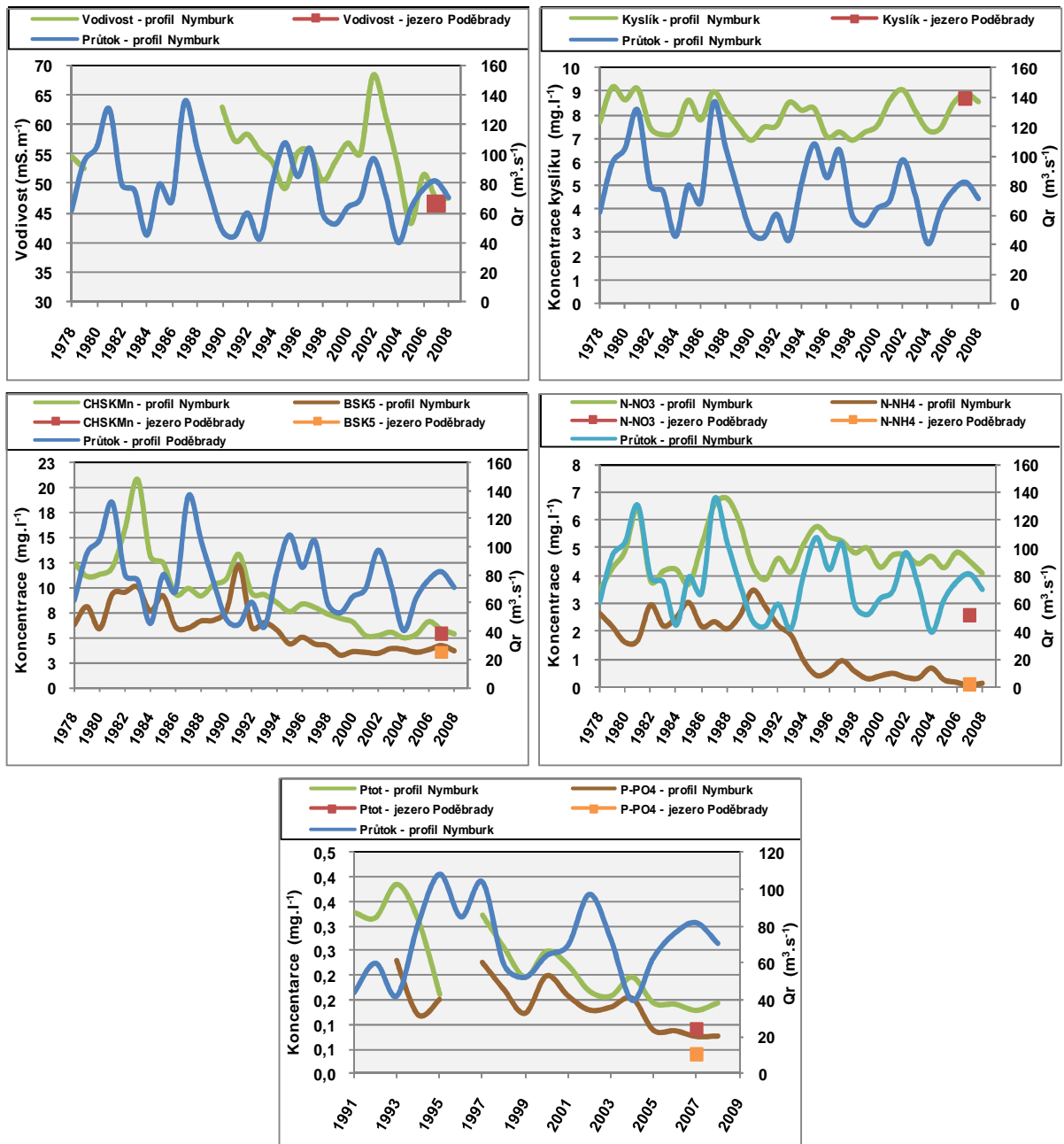
9.3.5.3 Profil Nymburk

Vzhledem k vzdálenosti zkoumaného jezera v Poděbradech k nejbližšímu labskému profilu v Nymburce, který poskytoval dlouhodobou řadu sledování kvality vody v Labi, je třeba srovnání vybraných parametrů považovat pouze za orientační (obr. 124). Profil Nymburk se nacházel již ve větší vzdálenosti od hlavních znečišťovatelů Labe, proto zde bylo v minulosti v porovnání s profilem ve Veletově dosahováno např. nižších hodnot BSK_5 a $CHSK_{Mn}$, nicméně kvalita vody zde byla ovlivněna průmyslovými podniky Kolínska (viz kap. 6.7). Profil v Nymburce vykazoval ovšem oproti profilu Veletov zvýšení koncentrací $N-NO_3$, které indikují především plošné znečištění. Shodně s výsledky z dalších měřících stanic, i zde byl od 90. let v souvislosti se zaváděním ekologických provozů a modernizací čištění odpadních vod zaznamenán výrazný pokles antropogenního zatížení (obr. 129). Pouze hodnoty $N-NO_3$ poklesly jen mírně, neboť realizace opatření omezujících plošné zdroje znečištění probíhá značně obtížně (Langhammer, 2009). Kromě zabezpečení hlavních zdrojů znečištění v Pardubicích zde byla jistě kvalita vody v Labi pozitivně ovlivněna i čištěním odpadních vod v nedalekých průmyslových podnicích v Kolíně a výstavbou místní ČOV.

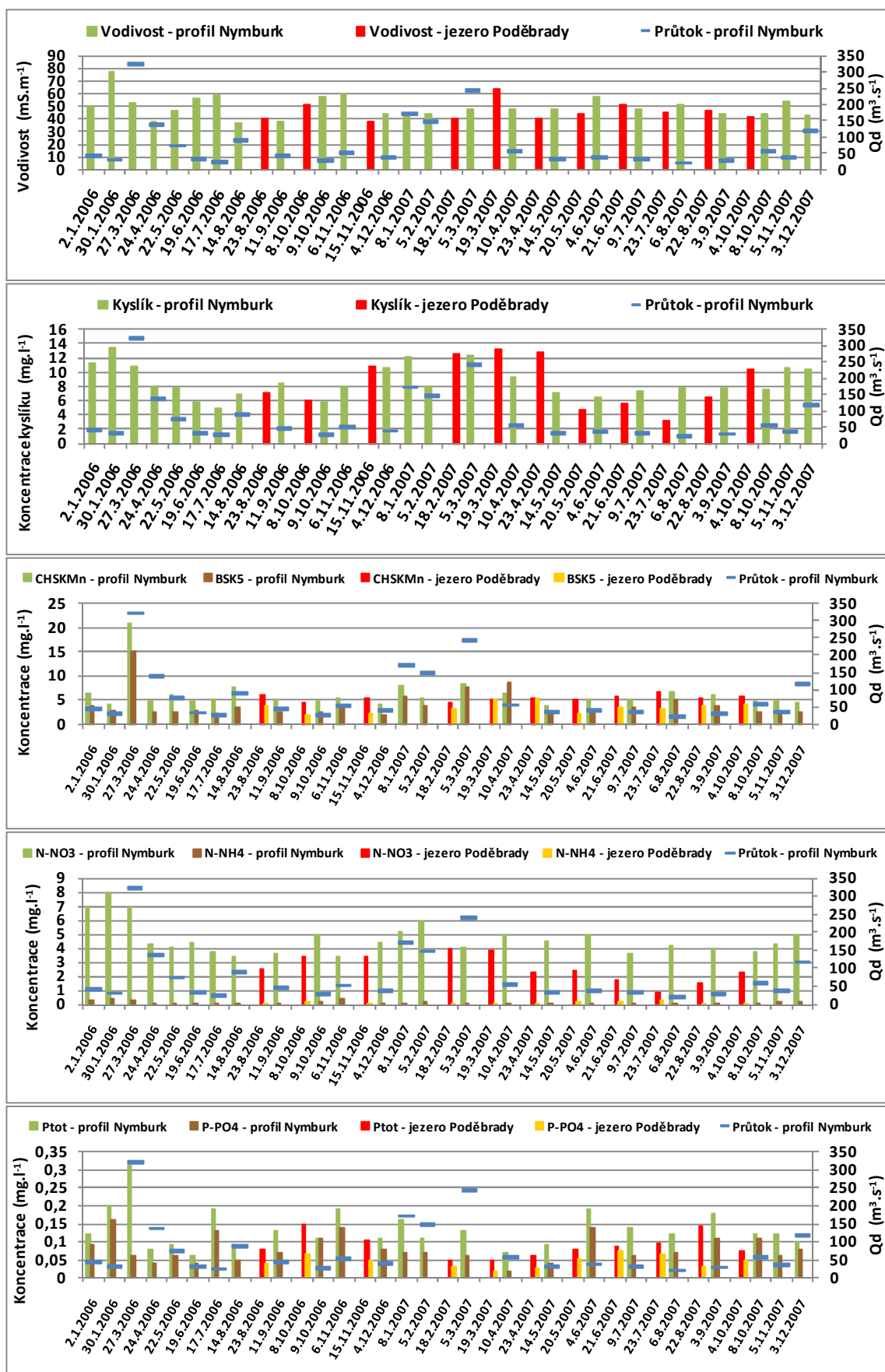
Vzhledem k tomu, že starý labský meandr v Poděbradech je dosud povrchově napojen na Labe a je svou polohou v lužním lese značně uchráněn lokálnímu antropogennímu znečištění (viz kap. 8.3), kontaminace řeky je pro kvalitu vody určující. Jak tedy ze srovnání průměrných hodnot zkoumaných parametrů vyplývá (obr. 129), podobně jako ve starém rameni Lžovice, i zde ukazatele $CHSK_{Mn}$ a BSK_5 dosahovaly téměř shodné úrovně jako v Labi. Stejně tomu bylo i v případě vodivosti a $N-NH_4$ a ačkoli je jezero povrchově spojeno s řekou, i zde byla podobně jako v jezeře Lžovice zaznamenána výrazně nižší průměrná koncentrace $N-NO_3$. Ve srovnání s Labem zde byly ovšem zjištěny i snížené hodnoty P_{tot} a $P-PO_4$, kdy byl fosfor pravděpodobně stejně jako dusík odčerpán oživení tohoto jezera (Wetzel, 2001). V tomto starém rameni bylo ovšem ve srovnání s Labem zjištěno i podobné nasycení vody kyslíkem, kde se pravděpodobně projevilo značné zastínění jezera (obr. 129).

Z hlediska vývoje vodivosti v jezeře a na labském profilu v Nymburce během roku 2006 a 2007 vykazoval starý meandr až na vyšší hodnotu zaznamenanou v březnu 2007, kdy byl v jezeře zjištěn i zvýšený obsah vápníku, poměrně shodné údaje s řekou (viz kap. 9.3.3). Během jara byly ve starém rameni v důsledku rozvoje fytoplanktonu zaznamenány výrazně vyšší koncentrace kyslíku, naopak v létě, kdy ve stojaté vodě při pádu fytoplanktonu dochází za vyšších teplot k poklesu nasycení vody tímto plynem, vykazovala vyšší hodnoty řeka (Wetzel, 2001). Obsah organických látek v jezeru odpovídal hodnotám v řece, vyšší BSK_5 a $CHSK_{Mn}$ bylo v době výzkumu fluviálních jezer na profilu Nymburk zjištěno v lednu, březnu a dubnu 2007 (obr. 130), kdy mohlo ovšem toto zatížení pocházet ze zdrojů umístěných dále po toku řeky od zkoumaného starého ramene. Z hlediska koncentrací $N-NO_3$ byly v jezeře Poděbrady podobně jako v dalších zkoumaných ramenech (viz kap. 9.3.5.2 a 9.3.5.5) zaznamenávány oproti Labi nižší hodnoty dusičnanů především koncem jara a počátkem léta, kdy se výrazně projevilo odčerpávání tohoto biogenního prvku autotrofními organizmy stojaté

vody (obr. 130). Chod hodnot P_{tot} a $P\text{-PO}_4$ byl v jezeře a řece poměrně shodný, nicméně obsah fosforu ve starém rameni dosahoval téměř při všech měření nižších hodnot, což opět poukazovalo na využití prvku oživením jezera (Kalff, 2002). Ačkoliv je tedy toto staré rameno povrchově spojeno s Labem, vzhledem k rozdílnému charakteru stojaté vody a řeky zde především koncentrace kyslíku, dusíku a fosforu dosahovaly odlišných hodnot.



Obr. 129: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Nymburk ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných v jezeře Poděbrady během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)



Obr. 130: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Nymburk a v jezeře Poděbrady během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ) (pokud bylo využito během jednoho vzorkování v jezeře více odběrových míst, byla zde pro tento účel vypočtena průměrná hodnota příslušného parametru)

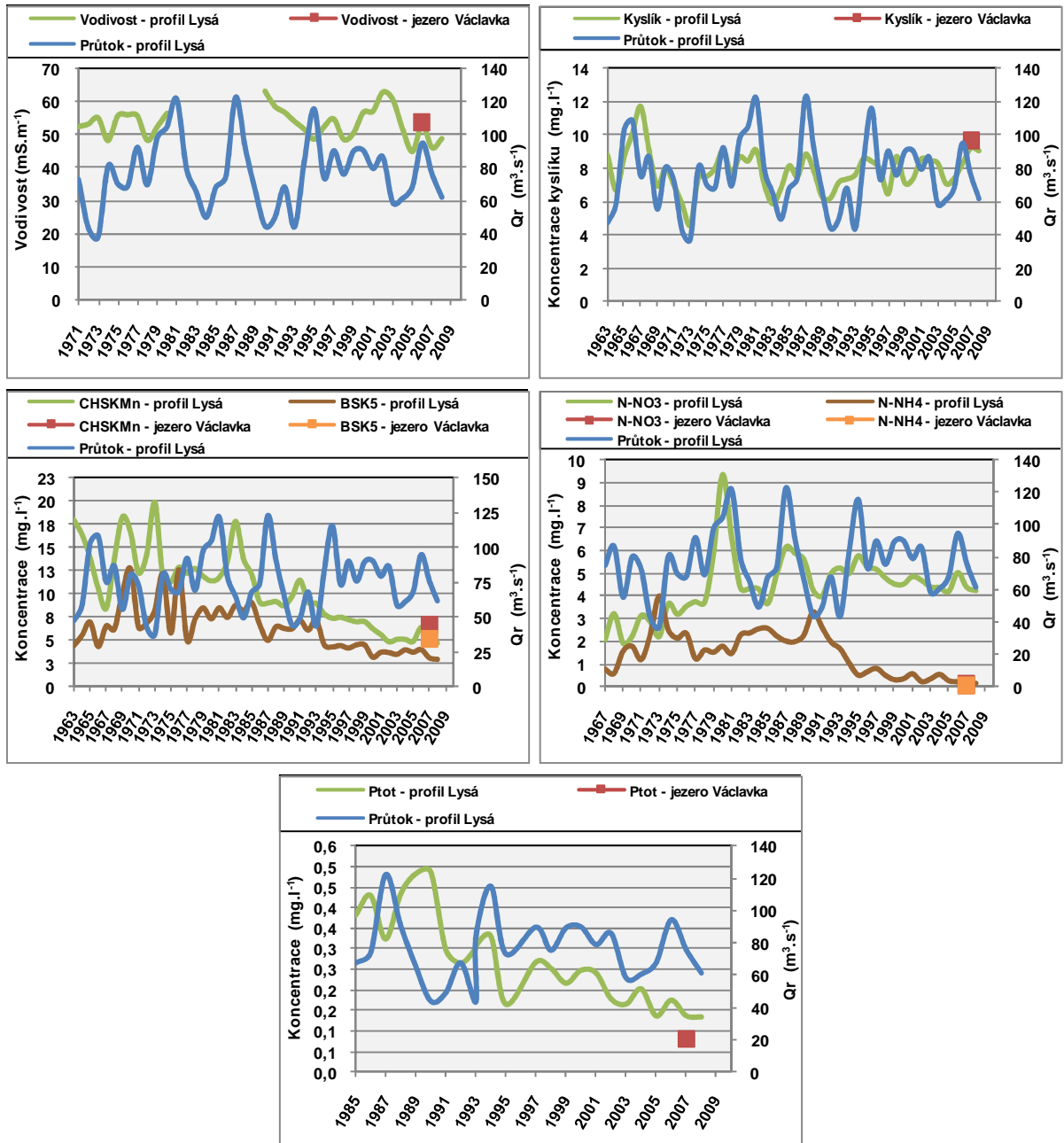
9.3.5.4 Profil Lysá nad Labem

Podobně jako na dalších zkoumaných labských profilech, i v Lysé nad Labem došlo v 90. letech k výraznému poklesu znečištění (obr. 131). Od počátku měření zde byl zaznamenáván rychlý nárůst hodnot dusičnanového dusíku, jehož koncentrace počátkem 80. let překročily 9 mg.l^{-1} - podobné průměrné roční hodnoty nebyly v minulosti zjištěny na žádném ze sledovaných labských profilů. V současné době se zde koncentrace N-NO₃ pohybují mezi 4 – 5 mg.l^{-1} (obr. 131). V porovnání s dalšími zkoumanými profily byly v Lysé nad Labem změřeny nejvyšší koncentrace kyslíku ve vodě, což pravděpodobně souviselo nejen s vyšším obsahem dusíku, ale též s rostoucí vzdáleností od největších znečišťovatelů Labe organickými látkami, neboť při jejich odbourávání je kyslík spotřebováván (viz kap. 6.7).

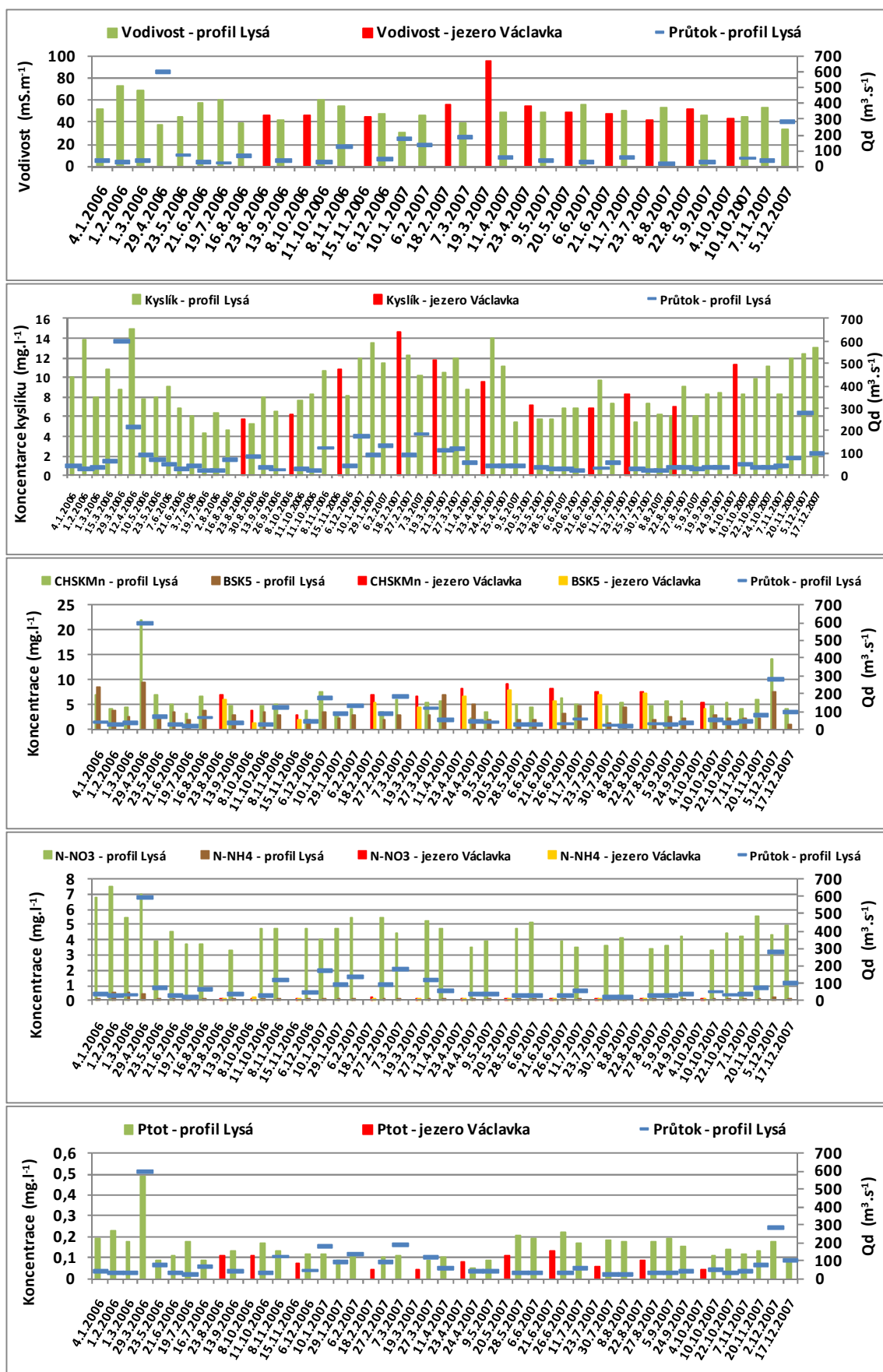
Srovnání vybraných parametrů zjištěných v dnes již zcela odděleném jezeře Václavka s údaji z řeky na profilu Lysá nad Labem uvádí obr. 131. Hodnoty se zde shodovaly především v případě vodivosti, N-NH₄, ale podobně jako v lokalitě Němčice i v nasycení vody kyslíkem. Mírně vyšší údaj vykazovaly ve starém rameni parametry CHSK_{Mn} a BSK₅. Oproti koncentracím zaznamenaným v labském profilu dosahoval průměrný obsah N-NO₃ v jezeře téměř minimálních hodnot a nižší průměrná koncentrace byla v tůni Václavka zjištěna i v případě celkového fosforu (obr. 131). Jak je z těchto výsledků patrné, dusičnanový dusík byl pravděpodobně téměř zcela odčerpán rozvinutým oživením starého ramene (Wetzel, 2001), neboť z důvodu přerušení komunikace s Labem zde nemohl být tento biogenní prvek z řeky dostatečně doplňován – ta v podstatě na všech zkoumaných profilech vykazovala vyšší koncentrace N-NO₃ a mohla tak působit jako zdroj této látky.

Z hlediska podrobného vývoje vybraných parametrů během roku 2006 a 2007 (obr. 132) vykazovalo jezero Václavka poměrně shodný chod vodivosti s řekou. Výrazně vyšší hodnota zde byla podobně jako v dalších zkoumaných jezerech změřena v březnu 2007 za zvýšených koncentrací vápníku (viz kap. 9.3.3). Na rozdíl od starých ramen ve Lžovicích a v Obříství zde nasycení vody kyslíkem mělo téměř stejný vývoj jako v Labi - v jezeře Václavka tak pravděpodobně nedošlo vzhledem k téměř úplnému vyčerpání N-NO₃ k masivnímu rozvoji fytoplanktonních druhů a staré rameno vykazovalo též i značné organické zatížení, které mohlo nasycení vody kyslíkem omezit. Nicméně, řeka v Lysé nad Labem vykazovala především vyšší hodnoty tohoto plynu ve vodě, než tomu bylo na dalších sledovaných profilech. Parametry BSK₅ a CHSK_{Mn} zde podobně jako v lokalitě Obříství (viz kap. 9.3.5.5) v porovnání s Labem dosahovaly vyšších hodnot během jara a léta. Jak již bylo zmíněno, koncentrace N-NO₃ byly pravděpodobně v jezeře za dostatku fosforu zcela vyčerpány rozvinutým oživením (Wetzel, 2001). Vzhledem k celkovému oddělení starého ramene od Labe nemohly být dusičnany z řeky dostatečně doplňovány, a ačkoliv se v blízkosti tůně Václavka nachází orná půda, pravděpodobně zde nebylo aplikováno množství dusíkatých hnojiv, jejichž splach do jezera by zde koncentrace zvýšil. Jak prokázaly výsledky pravidelných analýz vody, v jezeře Václavka dominoval v říjnu 2006 a květnu 2007 amoniakální dusík nad dusičnanovou formou. Ačkoliv hodnoty celkového fosforu dosahovaly

téměř při všech měřeních v jezeře značně nižších koncentrací, než tomu bylo v řece, v obou případech byl podobně jako v dalších zájmových lokalitách zjištěn pokles koncentrací P_{tot} především v jarních měsících, kdy je tento prvek odčerpáván biotou na počátku vegetačního období (obr. 132) (Lellák, Kubíček, 1991). Výsledky toho srovnání potvrdily zcela specifický charakter této zbytkové vodní plochy, která je od řeky oddělena již řadu let a k povrchové komunikaci zde nedochází ani za pětileté vody (viz kap. 9.2.3).



Obr. 131: Dlouhodobý vývoj kvality na labském profilu v Lysé nad Labem ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných v jezeře Václavka během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)



Obr. 132: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Lysá n. L. a v jezeře Václavka během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ) (pokud bylo využito během jednoho vzorkování v jezeře více odběrových míst, byla zde pro tento účel vypočtena průměrná hodnota příslušného parametru)

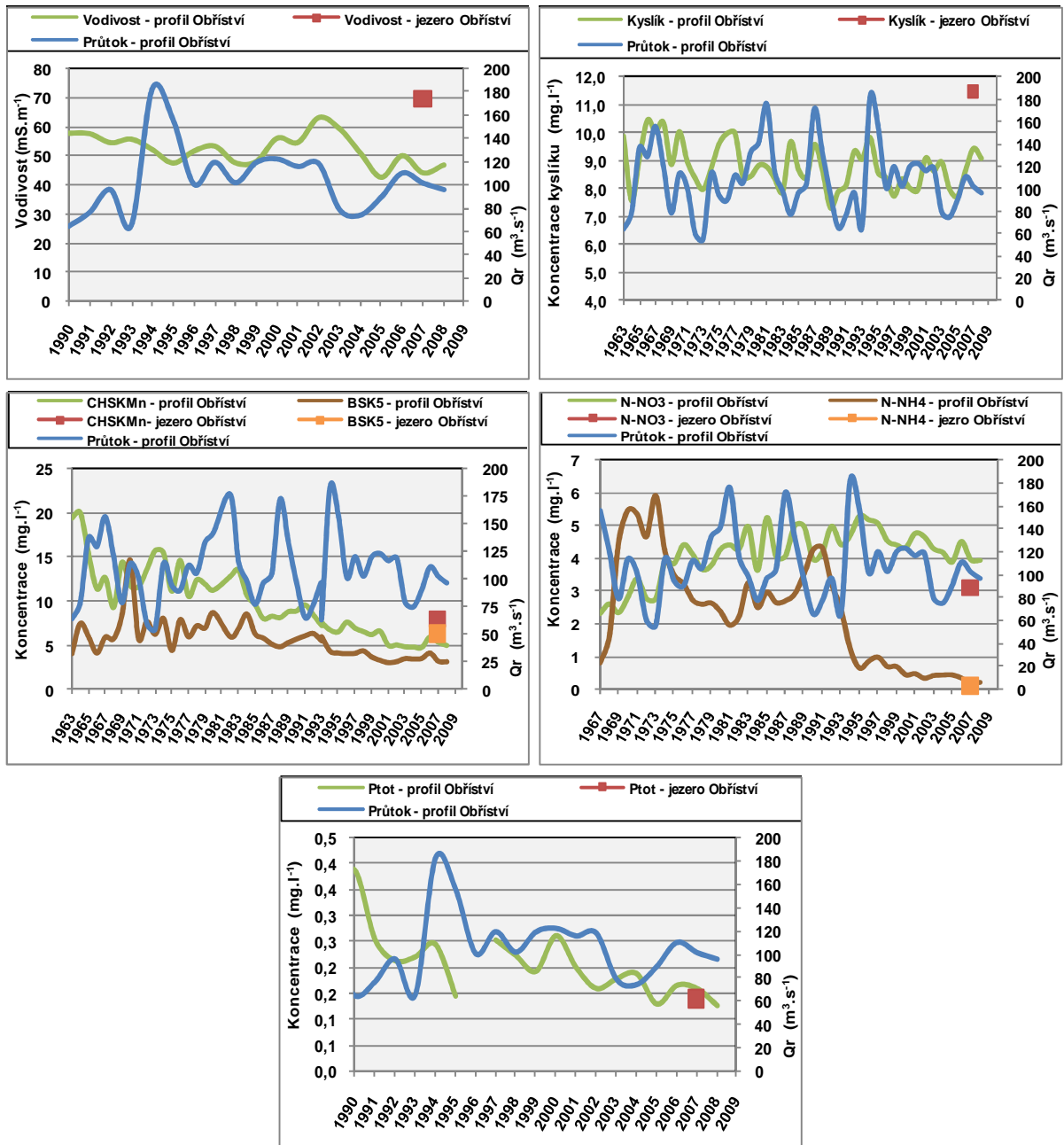
9.3.5.5 Profil Obříství

Labský profil Obříství leží několik kilometrů pod podnikem Spolana, a. s., v Neratovicích, který v minulosti patřil k největším znečišťovatelům Labe. Proto zde řeka v porovnání s profilem v Lysé nad Labem vykazovala opět vyšší antropogenní zatížení (viz kap. 6.7). Jak je z obrázku 133 patrné, roční průměrná hodnota BSK₅ zde v minulosti dosáhla až téměř 15 mg.l⁻¹, do 90. let 20. století zde ovšem byly zaznamenávány především velice vysoké koncentrace N-NH₄, jejichž maxima z počátku let 70., která se blížila 6 mg.l⁻¹, nebyla na žádném z dalších sledovaných profilů překonána. V posledních 20 letech se ovšem i v Obříství kvalita vody vzhledem k provedeným opatřením ve Spolaně a v dalších bodových zdrojích znečištění výrazně zlepšila a došlo zde, s výjimkou N-NO₃, jehož koncentrace poklesly jen mírně (Langhammer, 2009), k značnému snížení hodnot všech zkoumaných parametrů (obr. 133).

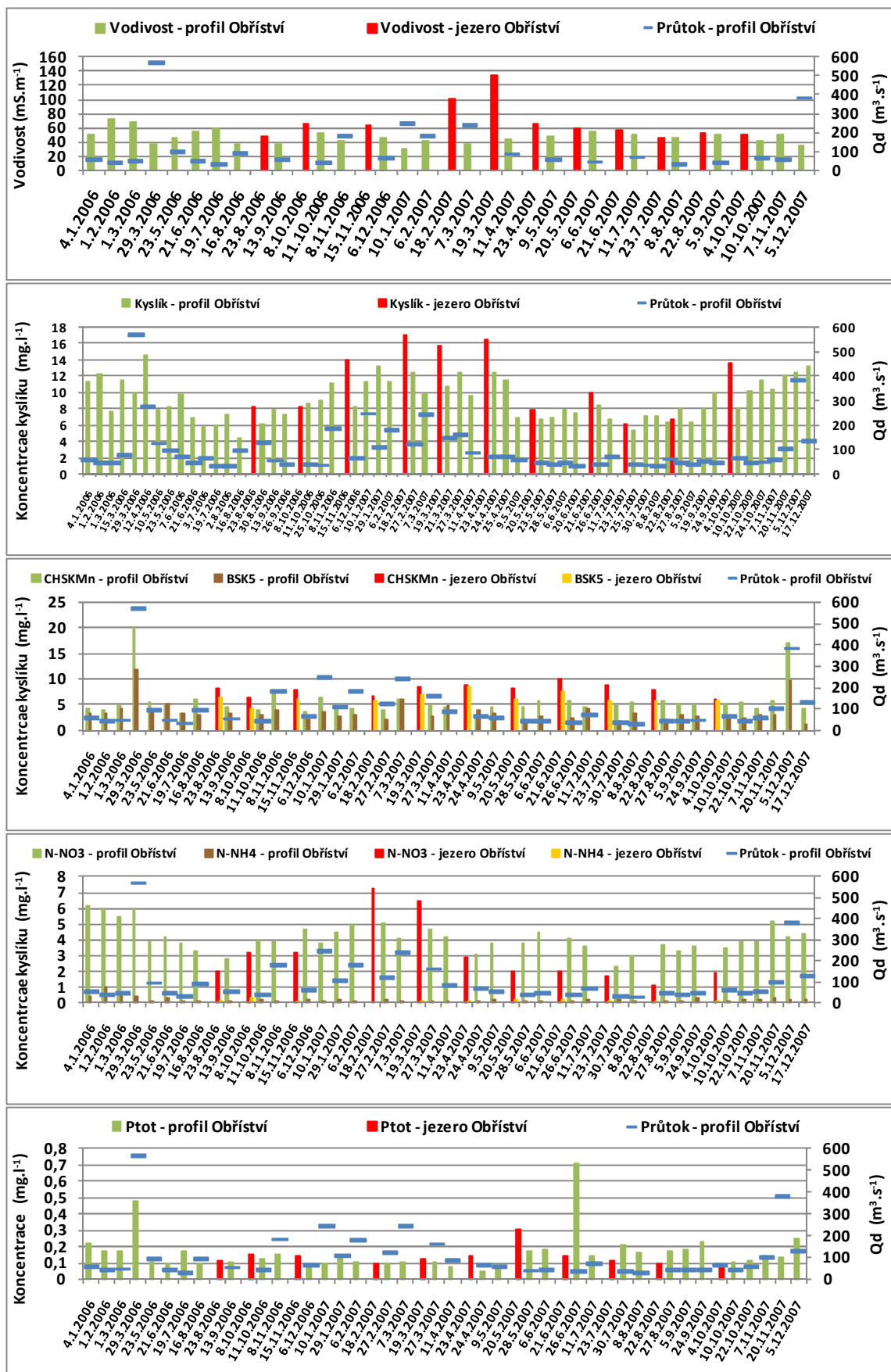
Jak uvádí obr. 133, starý labský meandr, který je oddělen od Labe pouze betonovou hrází, která bývá snadno za vyšších vodních stavů v řece přelévána, vykazoval ve srovnání s Labem vyšší hodnoty vodivosti, CHSK_{Mn} a BSK₅, kdy tato hodnota biologicky odbouratelného znečištění nebyla v žádném dalším zkoumaném fluvialním jezeře překována. Srovnatelné koncentrace s řekou zde byly zjištěny v případě N-NH₄, téměř shodný byl i obsah celkového fosforu. Ačkoliv toto staré rameno vykazovalo ve srovnání s ostatními zkoumanými jezery nejvyšší průměrnou hodnotu N-NO₃, nedosahovaly zde dusičnany takových koncentrací, jaké byly zaznamenány v řece na profilu Obříství. Vzhledem k dostatku biogenních prvků došlo v tomto starém rameni k masivnímu rozvoji fytoplanktonních druhů (Wetzel, 2001), jejichž produkce kyslíku zde v porovnání s dalšími zkoumanými starými rameny dosahovala nejvyšších hodnot a výrazně též překročila nasycení vody tímto plynem v Labi (obr. 133).

Při pohledu na podrobný vývoj zkoumaných parametrů během roku 2006 a 2007 (obr. 134) je zřejmé, že výrazně vyšší hodnoty vodivosti byly ve srovnání s řekou ve starém rameni v Obříství zjištěny především v únoru a březnu 2007, kdy toto jezero vykazovalo i téměř dvojnásobné koncentrace vápníku, hořčíku a dusičnanového dusíku (viz kap. 9.3.3). Ve starém rameni bylo dále především na jaře zaznamenáno výrazně vyšší nasycení vody kyslíkem, které odpovídalo masivnímu rozvoji fytoplanktonních druhů stojaté eutrofní vody. Vzhledem k značnému zatížení jezera (viz kap. 8.5) vykazovalo staré rameno vyšší obsah organických látek během celého sledovaného období, nárůst hodnot BSK₅ byl zjištěn zejména během vegetačního období, kdy se za vyšších teplot biochemické procesy (produkce organických látek živými organismy, rozklady odumřelých těl) zintenzivňují (Wetzel, 2001). Výrazně vyšší koncentrace N-NO₃ byly v jezeře změřeny v únoru a březnu, koncem jara a v létě však v souvislosti s odčerpáním dusičnanů rozvíjejícím se oživením podobně jako v dalších zkoumaných meandrech značně poklesly (Kalff, 2002). Řeka však vykazovala během sledovaného období vyrovnanější průběh hodnot tohoto parametru (obr. 134). Nejvyšší koncentrace celkového fosforu byla ve starém rameni v Obříství podobně jako jezeře Lžovice zaznamenána v květnu 2007, naopak mnohonásobně vyšší hodnota P_{tot} byla v Labi zjištěna až

koncem června 2007. Vzhledem k faktu, že na předcházejících posuzovaných labských profilech nebyl podobný nárůst koncentrace P_{tot} zaznamenán, musel pravděpodobně fosfor pocházet z blízkého zdroje znečištění. Tento nárůst hodnoty ovšem nebyl v jezeře vůbec patrný, což potvrzuje jeho omezenou komunikaci s řekou.



Obr. 133: Dlouhodobý vývoj kvality na labském profilu Obříství ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných ve stejnojmenném jezeře během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)



Obr. 134: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Obříství a ve stejnojmenném jezeře během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ) (pokud bylo využito během jednoho vzorkování v jezeře více odběrových míst, byla zde pro tento účel vypočtena průměrná hodnota příslušného parametru)

9.4 Kvalita sedimentů

9.4.1 Metodika odběru vzorků sedimentů a jejich zpracování

9.4.1.1 Odběr a rozdělení profilů sedimentu

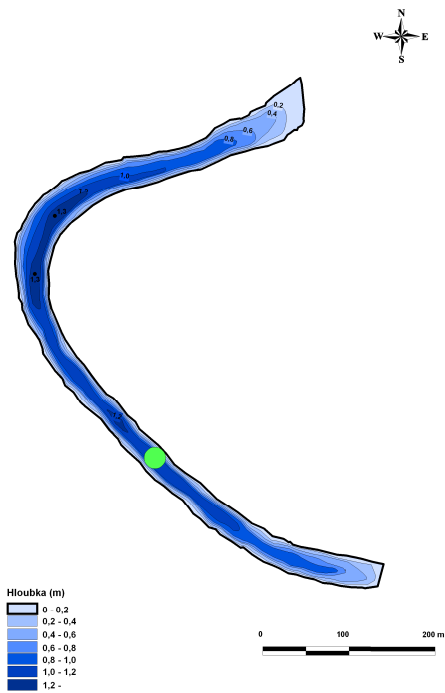
Z důvodu zjištění starého antropogenního zatížení zkoumaných labských ramen byl odebrán profil subakvatického sedimentu. Vzorkování bylo provedeno z několika svázaných člunů pomocí odběrového zařízení firmy Eijkelkamp, které bylo zapůjčeno z podniku Povodí Labe v Hradci Králové. Odběry byly provedeny 8. 6. 2007 ve starých ramenech Lžovice a Němčice a 2. 7. 2007 v Obříství, v tůni Václavka a ve starém meandru v Poděbradech. Ve zkoumaných jezerech Obříství a Lžovice byla vzhledem k jejich rozlehlosti využita dvě odběrová místa (obr. 135). Získané profily sedimentu byly uzavřeny do plastových tubusů, zafixovány fólií a uloženy v mrazicím boxu (obr. 136 a 137). Pro zjištění koncentrací těžkých kovů a zrnitostních změn v různé hloubce sedimentu byly profily rozděleny do několikacentimetrových vrstev, které pak byly analyzovány odděleně (tab. 38). Vzhledem k nedostatku jemnozrnného materiálu pro chemickou analýzu v horní části sedimentu v Poděbradech bylo nutné několik svrchních vrstev spojit.

Hloubka	Němčice	Lžovice A	Lžovice B	Václavka	Obříství A	Obříství B	Hloubka	Poděbrady
0-7 cm	X	X	X	X	X	X	0-24 cm	X
7-19 cm	X	X	X	X	X	X		
19-31 cm	X	X	X	X	X	X	24-36 cm	X
31-43 cm	X	X	X	X	X	X	36-48 cm	X
43-55 cm	X	X	X	X	X	X	48-60 cm	X
55-67 cm	X	X	X	X	X	X	60-72 cm	X
67-79 cm		X	X		X	X	72-84 cm	X
79-91 cm		X	X		X	X	84-96 cm	X
91-103 cm		X	X		X	X	96-108 cm	X
103-115 cm		X			X	X	108-120 cm	X
115-127 cm		X			X	X	120-132 cm	X
127-139 cm		X			X	X	132-144 cm	X
139-151 cm		X			X	X	144-156 cm	X
151-163 cm					X	X	156-168 cm	X
163-175 cm						X	168-180 cm	X
175-187 cm						X	180-192 cm	X
							192-204 cm	X

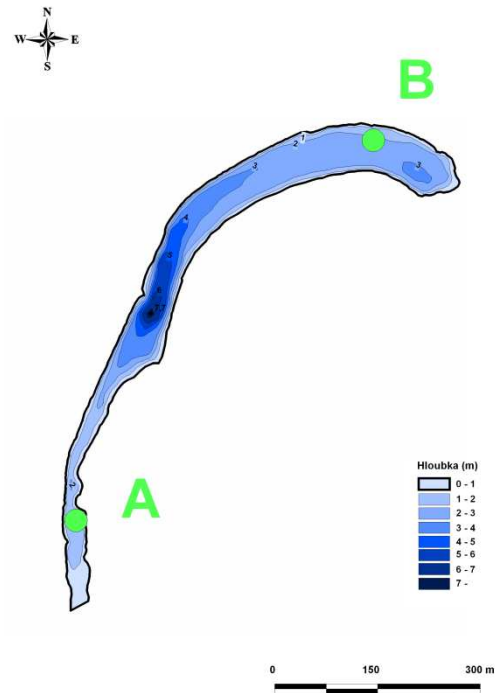
Tab. 38: Rozdělení odebraných profilů sedimentů do vrstev

9.4.1.2 Zrnitostní rozbor

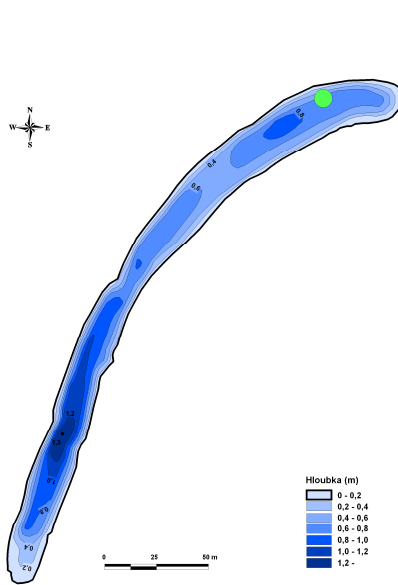
Vzhledem k faktu, že stanovované těžké kovy a arzén se ochotně vážou především na jemnozrnné frakce sedimentu, je podrobný zrnitostní rozbor pro celkové zhodnocení kontaminace jezer nezbytný. Zrnitostní složení sedimentů je i historickým záznamem procesů probíhajících v nivě jako např. rozsah a účinek povodní, zazemňování starých ramen apod.



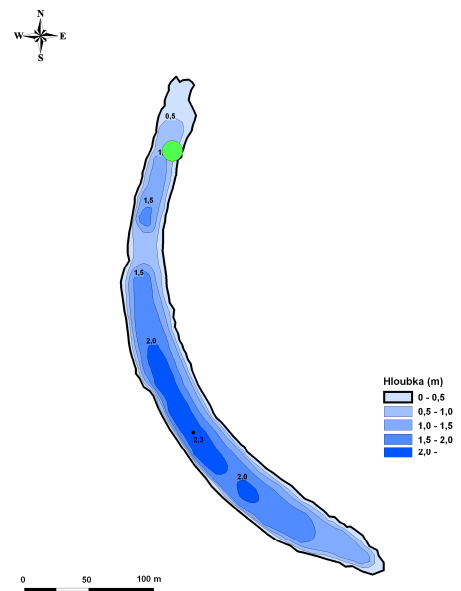
Jezero Němčice



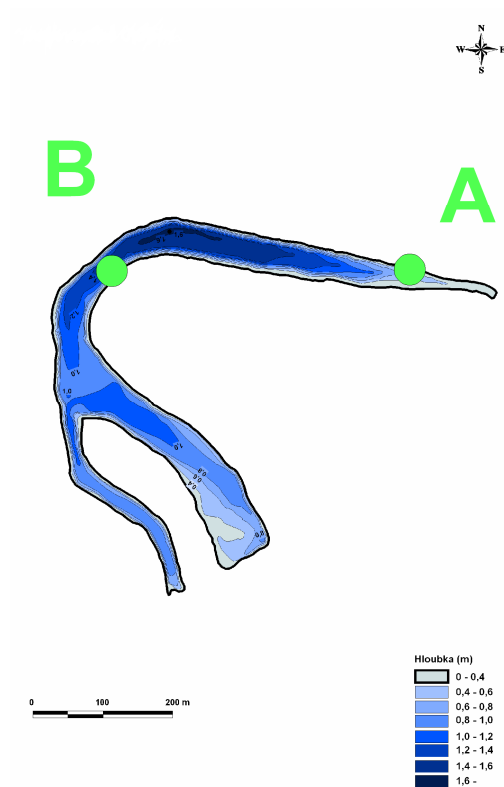
Jezero Lžovice



Jezero Poděbrady



Jezero Václavka



Jezero Obříství



Obr. 136: Vzorek získaného profilu sedimentu

Obr. 135: Místa odběru sedimentu



Obr. 137: Ukládání profilu sedimentu z odběrového zařízení do skladovacího tubusu

Zpracování vzorků sedimentu bylo provedeno podle následujících norem: ČSN CEN ISO/TS 17892-4 (721007) Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 4: Stanovení zrnitosti zemin, ČSN EN 933-1 (721183) Zkoušení geometrických vlastností kameniva - Část 1: Stanovení zrnitosti - Sítový rozbor, ČSN CEN ISO/TS 17892-3 (721007) Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 3: Stanovení zdánlivé hustoty pevných částic zemin pomocí pyknometru, ČSN CEN ISO/TS 17892-12 (721007)

Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 12: Stanovení konzistenčních mezí, zařídění bylo provedeno podle ČSN EN ISO 14688-1 (721003) Geotechnický průzkum a zkoušení - Pojmenování a zařídování zemin - Část 1: Pojmenování a popis. Provedení zrnitostní analýzy proběhlo v laboratořích fyzikálně-mechanických vlastností hornin Geologického ústavu AV ČR.

9.4.1.3 Chemická analýza

Vzhledem k tomu, že v oblasti středního Polabí jsou pozadřové koncentrace těžkých kovů a As většinou poměrně nízké, jejich zvýšený obsah v sedimentu nivy, resp. ve fluviálních jezerech, indikuje antropogenní kontaminaci (viz kap. 7). Z těchto důvodů byly v profilu jezerního sedimentu stanovovány obsahy Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb a Zn a též množství organického uhlíku, neboť tyto prvky se na organickou hmotu též poměrně ochotně vážou (Pitter, 1999).

9.4.1.3.1 Stanovení vybraných kovů a arzenu

Z důvodu srovnatelnosti bylo nutno stanovit jednotnou zrnitostní frakci, ve které bude chemická analýza provedena. Vzhledem k závěrům plynoucích z výzkumu sedimentů F. Ackermanna (1983), analýzám prováděným Povodím Labe, s. p., a dalším pracím tohoto typu (Prange et al., 1997A, B, C) byla pro chemický rozbor místo velmi často užívané zrnitostní frakce do 63 μm použita jemnější frakce obsahující částice do 20 μm . Tato separace byla provedena v rámci zrnitostních analýz v laboratořích fyzikálně-mechanických vlastností hornin Geologického ústavu AV ČR. Vysušené vzorky při 40°C byly uloženy v uzavíratelných sáčcích v mrazicím boxu.

Pro určení koncentrací těžkých kovů a arzenu v tzv. nesilikátové frakci byla použita metoda rozkladu vzorků sedimentu směsí kyseliny dusičné a chlorovodíkové (37 % HCl + 70 % HNO₃ v poměru 3:1) podle normy ISO 11466 Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia. Vzhledem k tomu, že při této analýze nedochází k rozkladu silikátové frakce, výsledná koncentrace kovu reprezentuje přibližně takové množství, které může být za určitých podmínek více či méně biologicky dostupné. Takový rozklad sedimentu je označován jako tzv. pseudototální (viz kap. 7.3). Obsahy zkoumaných prvků byly z výluhů stanoveny metodou FAAS. Při tomto typu atomové absorpční spektrometrie je vzorek atomizován plamenem – v tomto případě tvořeným směsí acetylénu a vzduchu. Takto excitované prvky usilují o opětovnou energetickou stabilitu, kterou dosahují absorbováním záření takové vlnové délky, která odpovídá vlnové délce záření emitovaného při jejich excitaci. Celková koncentrace kovu pak odpovídá absorbanci světla této specifické vlnové délky, kterým je prostor excitace prozářen (Weiss a kol., 1983). Metodou lze stanovit až několik desítek prvků, kdy se jejich detekční limity pohybují v řádu jednotek až desítek $\mu\text{g.l}^{-1}$. Analýza byla provedena v laboratořích Geologických ústavů na PřF UK v Praze. Z hlediska dalšího zpracování získaných dat bylo s podlimitními koncentracemi zaznamenanými v případě As (< 30 mg.kg^{-1}), Cu (< 0,3 mg.kg^{-1}) a Cd (< 0,22 mg.kg^{-1}) počítáno jako s hodnotami odpovídajícími dvěma třetinám příslušného limitu.

9.4.1.3.2 Stanovení rtuti

Koncentrace rtuti byla určena pomocí Analyzátoru AMA 254, který umožňuje spektrální stanovení z kapalných i pevných vzorků bez předcházející úpravy. Spektrometr využívá principu generování par kovové rtuti tepelným rozkladem vzorku ve spalovací trubici s následným zachycením a zkoncentrováním na zlatém amalgamátoru s opětovným tepelným vypuzením a následnou detekcí s kyslíkem jako nosným plynem. Tímto principem je dosaženo vysoké citlivosti bez závislosti na matici. Ke stanovení postačí minimální množství vzorku a mez detekce se pohybuje v řádu setin ng Hg. Analýza byla provedena ve Stopové laboratoři G. B. Marshalla na Ústavu pro životní prostředí PřF UK v Praze.

(<http://www.natur.cuni.cz/geologie/laboratore/laboratore-a-metody/analyzator-rtuti-ama-254>)

9.4.1.3.3 Stanovení organického uhlíku

Z hlediska získání ucelenější informace o složení sedimentů byl kromě zrnitostních analýz a stanovení koncentrací těžkých kovů a arzenu určen ve vzorcích též celkový obsah organického uhlíku. Přibližně přesně 1g vzorku vložený do platinového kelímku byl žhán po dobu 4 hodin v muflové peci při teplotě 450°C. Hmotnostní úbytek odpovídal celkovému obsahu organických látek. Měření bylo provedeno ve Stopové laboratoři G. B. Marshalla v Ústavu pro životní prostředí na PřF UK v Praze.

9.4.1.3.4 Fyzikálně-chemické vlastnosti stanovovaných prvků

Ag – stříbro - Přirozeně se vyskytuje především jako argentit (Ag_2S), nebo tvoří s dalšími kovy podvojně sulfidy. Jeho obsahy se v přírodních vodách pohybují v desetinách až desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$. Rozpuštěná forma bývá zastoupena především Ag^+ a chlorokomplexy. V odpadních vodách z fotografického průmyslu se stříbro vyskytuje i ve formě thiosulfatokomplexů, např. $[\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_2]^{3-}$ (Pitter, 1999). Z hlediska toxicity je rizikový právě především jednoduchý iont Ag^+ způsobující hnědé zbarvení kůže (argyrie). Z důvodu bakteriocidních účinků se stříbro využívá k hygienickému zabezpečení menších zdrojů vody (v takto dezinfikované vodě může koncentrace překročit i $50 \mu\text{g.l}^{-1}$), jeho algicidní účinky jsou silnější než v případě mědi.

As – arzén - V přírodě se vyskytuje nejčastěji ve formě sulfidů, ve stopových množstvích je obsažen v řadě hornin a v půdě. Ve vodách je zastoupen jako As^{V} (např. H_2AsO_4^-), v anaerobních podmínkách dominuje As^{III} ve formě H_3AsO_3 . Ačkoliv probíhají redoxní změny velmi pomalu, bývá arzén v hlubokých nádržích za stagnace stratifikován. Podobně jako rtuť vytváří těkavé methylderiváty, které jsou uvolňovány do atmosféry a tak dochází v podstatě k detoxikaci prostředí (Pitter, 1999). Značně se kumuluje v sedimentech, kde je méně stabilní než rtuť. Jako pětímocný se ve formě aniontu ochotně váže na hydratované oxidy Fe, a to i v mírně kyselém prostředí. Antropogenní zdroje představuje především spalování fosilních paliv (elektrárenský popílek), zpracování rud a koželužny; arzén je obsažen i v některých pesticidech a pracích prostředcích, kde doprovází fosfor (Bencko a kol. 1995). I při malých množstvích způsobuje chronické otravy. Toxicita je vyšší zejména u As^{III} ,

který inhibuje biochemické reakce, působí jako nervový jed a má karcinogenní účinky. V porovnání se rtutí dosahuje nižších bioakumulačních indexů.

Cd – kadmium - Kadmium často obsahují zinkové rudy, jejichž zvětráváním se dostává do vodního prostředí. V něm se vyskytuje v řádu desetin až jednotek $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, a to především ve formě jednoduchého iontu Cd^{2+} , hydroxo-, karbonato-, sulfatokomplexů a komplexů s organickými látkami. Za normálních podmínek je podobně jako zinek kadmium nejméně rozpustné jako uhličitán a hydroxid (Pitter, 1999). Jeho koncentrace jsou ve vodách značně ovlivňovány sorpcí na sedimentech, zejména v závislosti na obsahu huminových látek. Vzhledem k tomu, že netvoří těkavé alkylderiváty, setrvává v prostředí velmi dlouho. Významnými antropogenními zdroji jsou fosforečnanová hnojiva, čistírenské kaly, odpadní vody z galvanického pokovování a výroby baterií; kadmium je obsaženo i v některých pigmentech a stabilizátorech plastů. Při spalování fosilních paliv a odpadů se dostává do atmosféry, ze které je srážkami vymýváno (Bencko a kol. 1995). V porovnání s dalšími stopovými kovy nepatří mezi esenciální prvky. Po rtuti představuje druhý nejtoxičtější kov, a to zejména jeho jednoduchá iontová forma (Cd^{2+}). Ve vodních ekosystémech působí toxicky již při koncentracích v řádu jednotek až desítek $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Cd má vysoký bioakumulační index - v lidském těle se ukládá v nadledvinkách, což způsobuje jejich dysfunkci; následkem otravy je též řídnutí kostí (nemoc Itai-Itai v Japonsku v 70. letech (Bordas, Bourg, 2001)). Při inhalaci má karcinogenní účinky (Pitter, 1999).

Cr – chrom - V přírodě je chrom zastoupen jako minerál chromit (FeCr_2O_4) a kroitit (PbCrO_4) a doprovází často hliníkové rudy (Merian, et al., 2004). V přírodních vodách jeho koncentrace většinou nepřekračují $50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Cr^{III} se vyskytuje rozpuštěný ve formě hydroxokomplexů, ve velmi kyselém prostředí může dominovat i jako jednoduchý iont Cr^{3+} . Podobně jako měď tvoří komplexy i se sírany, fluoridy, NH_3 apod. Za neutrálního až mírně alkalického pH se sráží jako nerozpustný hydroxid. Cr^{VI} se rozpuštěný vyskytuje ve formě aniontů (CrO_4^{2-} , HCrO_4^- nebo $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), které jsou stabilní zejména v mírně alkalickém prostředí; v kyselých vodách převažují jen za poměrně vysokého redoxního potenciálu (Pitter, 1999). Velmi pomalá oxidace (řádově v desítkách dnů) probíhá jak účinkem kyslíku, tak i za anaerobních podmínek na MnO_2 , k redukci naopak dochází za přítomnosti Fe^{II} , huminových látek, organických látek s thiolovou skupinou nebo sulfidů v kyselém prostředí. Vzhledem k těmto vlastnostem bývá v nádržích stratifikován. Na sedimentech (hydratované oxidy Fe a Mn) je jako Cr^{III} adsorbován zejména v alkalickém prostředí, naopak k adsorpci Cr^{VI} dochází v prostředí kyselém, neboť v tomto mocenství tvoří chrom anionty. Antropogenní zdroj představují především odpadní vody z metalurgie, úpraven kovů a kožedělného a textilního průmyslu. Nejvyšší hodnoty jsou zaznamenávány v odpadních vodách z galvanického pokovování (desítky $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Chrom je esenciálním prvkem (udržuje stabilní hladinu glukózy v krvi, podílí se na syntéze nukleových kyselin), ve vyšších koncentracích je ovšem toxický s karcinogenními a genotoxickými účinky (Broekaert et al., 1990). Pro většinu organismů má tyto negativní vlastnosti především Cr^{VI} , pro ryby působí více toxicky jako trojmocný.

Cu – měď - Měď se nejčastěji vyskytuje ve formě sulfidů (CuFeS_2 – chalkopyrit), hydroxid-uhličitanů ($\text{Cu}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ - azurit) nebo oxidů (Merian, et al., 2004). V přírodních vodách se za nepřítomnosti organických ligandů její koncentrace pohybují v řádu desetin až desítek $\mu\text{g.l}^{-1}$. Rozpuštěné formy jsou zastoupeny jednoduchým iontem Cu^{2+} (při $\text{pH} < 5$), za běžných podmínek se vzhledem ke svému značným komplexačním účinkům vyskytuje v hydrokomplexech, uhličitanových komplexech, ale i v amminkomplexech a méně stabilních chloro- a sulfatokomplexech. Kyanokomplexy jsou podobně jako amminkomplexy zastoupeny především v odpadních vodách (Pitter, 1999). Velmi stabilní jsou komplexy s huminovými látkami, aminokyselinami, peptidy apod. a mohou tak často v povrchových vodách dominovat. Za přítomnosti fosforečnanů se měď sráží (např. $\text{Cu}_3(\text{PO}_4)_2$). Antropogenní zdroj představují především odpadní vody ze zpracování kovů (vody z moření mědi obsahují až 1000 mg.l^{-1}), algicidní preparáty, část mědi pochází i z atmosférické depozice (Jankowski et al., 2006). Pro lidský organismus je esenciálním prvkem, akutní ani chronická onemocnění z dlouhodobého užívání vody s obsahem mědi nejsou známa (Bencko a kol. 1995). Měď je ovšem velmi toxická pro vodní organismy (zejména iont Cu^{2+} a hydrokomplexy), proto je dávkování algicidních přípravků (CuSO_4) poměrně složité.

Fe – železo - Nejrozšířenější železnou rudou je pyrit (FeS_2), krevel (Fe_2O_3), magnetovec (Fe_3O_4), limonit ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) a siderit (FeCO_3). K rozpouštění těchto látek dochází ovšem jen málo, proto je koncentrace pravého roztoku železa za oxických podmínek ve vodě bez přítomnosti anorganických nebo organických komplexotvorných látek velmi nízká (do $60 \mu\text{g.l}^{-1}$). Vyšší koncentrace Fe mohou být dosaženy ve vodách s obsahem kyseliny sírové pocházející z oxidace pyritu. Tento proces může ovšem probíhat i v anoxických podmínkách biochemickou cestou za přítomnosti bakterií *Thiobacillus* nebo *Ferrobacillus* (Merian, et al., 2004). Formy výskytu Fe ve vodním prostředí závisí výrazně na pH, oxidačně redukčním potenciálu a obsahu komplexotvorných látek. Podobně jako Mn je i Fe v nádržích stratifikováno. Ve vodě s nedostatkem kyslíku se vyskytuje jako Fe^{II} (hypolimnion), naopak ve vodě prokysličené je ve formě Fe^{III} . Po promíchání nádrže je Fe^{II} ve svrchních vrstvách vody oxidováno a vylučuje se pevný $\text{FeO}(\text{OH})$, který následně sedimentuje (Pitter, 1999). U dna pak může docházet k opětovné redukci. Nahromaděné rozpuštěné i nerozpuštěné formy Fe zde mohou dosahovat koncentrací až v desítkách mg.l^{-1} . V anoxických podmínkách dochází k vysrážení velmi stabilního sulfidu, který je zadržován v sedimentech (tmavé zbarvení). Rychlost oxidace závisí na pH, redoxním potenciálu, počáteční koncentraci železa, kyslíku a obsahu hydroxidových iontů. V organicky neznečištěných vodách s obsahem hydrogenuhličitanů jsou převládající formou rozpuštěného Fe^{II} hydratované ionty Fe^{2+} a hydrokomplexy, při dostatečné koncentraci chloridů se v kyselé oblasti tvoří i chloroželeznatany. Rozpuštěné formy Fe^{III} jsou v závislosti na pH zastoupeny Fe^{3+} ($\text{pH} < 2$), $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$, $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$, $[\text{Fe}(\text{OH})_3]^0$ a $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ ($\text{pH} > 8$). Mezi nejméně rozpustnou formou trojmocného železa pak patří hydratovaný oxid železitý, vyskytující se v několika modifikacích (Broekaert et al., 1990). Do chemických přeměn forem železa významně

zasahuje i přítomnost fosforečnanů. V anoxických podmínkách se s Fe^{II} vytváří málo rozpustný $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ (vivianit), nicméně z hlediska trofie vodního ekosystému je významná především redukce FePO_4 , kdy se kromě Fe do vodního sloupce uvolňuje i fosfor. Hlavní antropogenní zdroje představují odpadní vody ze zpracování kovů (mořírny, válcovny, drátovny) apod. Z hlediska škodlivosti železa ve vodách je negativní především jeho schopnost zbarvovat textilie, papír, keramiku, potraviny apod. do žluta až hněda. Nepříznivě ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody, barvu a zákal. V technologii vody působí značné problémy biochemické pochody železitých bakterií (průchodnost potrubí). Vzhledem k možné oxidaci a následnému vysrážení na žábrách ryb jsou např. pro chov kaprovitých zavedeny limitní hodnoty.

Hg – rtuť - Rtuť je obsažena v rumělce (HgS) a některých dalších sulfidických rudách (Merian, et al., 2004). Ve vodách se vyskytuje jako Hg^0 , Hg^{2+} , dále ve formě hydroxokomplexů a chlorokomplexů. Koncentrace většinou nepřekračující desetinou $\mu\text{g.l}^{-1}$. Biochemickými reakcemi vznikají methylderiváty, které podobně jako v případě As a Pb vytěkávají a detoxikují tak vodní prostředí. Ve vodách dochází ovšem i k biochemické demethylaci za tvorby anorganických látek. Málo rozpustné sloučeniny, které se kumulují v sedimentech, jsou zastoupeny především HgO a HgS , který se často tvoří v koloidní disperzi. V alkalickém prostředí ($\text{pH} > 9$) se může HgS rozpouštět za vzniku komplexů (např. $[\text{Hg}(\text{HS})_2]^0$) (Broekaert et al., 1990). Rtuť se dále ve vodách může vyskytovat i jako elementární. Mezi hlavní antropogenní zdroje patří zpracování rud, spalování fosilních paliv, odpadní průmyslové vody např. z elektrolýzy amalgámovým způsobem, pesticidy, konzervační látky nebo prostředky k moření osiva. Za určitých podmínek mohou zdroj představovat i půdy a sedimenty, které byly dlouhodobě v kontaktu s kontaminovanou vodou (nivy) (Pitter, 1999). Vzhledem k tomu, že je rtuť vysoce toxická, je obsažena v bakteriocidních a fungicidních prostředcích. Její lipofilní charakter umožňuje značnou kumulaci v biomase, kde působí inhibičně na řadu enzymatických reakcí. Má tedy velmi vysoký bioakumulační index a hrozí i její šíření v rámci potravního řetězce. U člověka dochází při intoxikaci především k zasažení jater, ledvin a mozku (Minamata v Japonsku v 60. letech).

Mn – mangan - Mangan se vyskytuje zejména ve formě oxidů např. burel (MnO_2), braunit (Mn_2O_3) atd. a často doprovází železnou rudu (Merian, et al., 2004). Do vod přechází i z půd a sedimentů. Jeho koncentrace bývá nižší než v případě železa a nepřekračuje většinou 1 mg.l^{-1} . Bez přístupu kyslíku se ve vodním prostředí vyskytuje jako Mn^{II} , z rozpuštěných forem pak v kyselém až neutrálním prostředí převládá hydratovaný kationt $[\text{Mn}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$. V závislosti na pH se vyskytují hydroxokomplexy, karbonátové komplexy, za dostatku chloridů se tvoří chlorokomplexy. Jeho rozpustnost je v přírodních vodách za anoxických podmínek dána rozpustností uhličitanu, hydroxidu nebo sulfidu (Merian, et al., 2004). Za oxických podmínek je nestabilní a vylučuje se jako směs oxidů ve vyšším oxidačním stupni - Mn^{III} a Mn^{IV} , jejíž složení opět závisí na pH, redoxním potenciálu, teplotě a na reakční době. Vzniklé $\text{MnO}(\text{OH})$

a MnO_2 mohou existovat až ve 4 modifikacích. Reakce je autokatalytická, avšak ve srovnání s oxidací Fe většinou pomalejší, kdy zejména komplexy s huminovými látkami značně odolávají. Podobně jako u Fe, může oxidace probíhat i biochemickou cestou manganovými bakteriemi. Redukce nastává snadněji, k uvolnění adsorbovaných látek dochází tedy dříve než v případě sorpce na Fe. V hlubších nádržích je vzhledem k výše popsaným vlastnostem stratifikován. Antropogenní zdroj představují především odpadní vody ze zpracování rud a z metalurgických a chemických provozů (oxidace manganistanem). Mangan je esenciálním prvkem pro rostliny i živočichy, může ovšem způsobovat zhoršení organoleptických vlastností vody a hnědé zbarvení materiálů.

Ni – nikel - Nikl se vyskytuje často v rudách s arzémem a sírou např. gersdorfit (NiAsS), nikelin (NiAs) a bývá i součástí některých hlinitokřemičitanů. Rozpuštěný je zastoupen ve formě Ni^{2+} , hydroxokomplexů, karbonatokomplexů a sulfatokomplexů; při galvanickém pokovování vznikají v odpadních vodách i kyano- a amminokomplexy (Pitter, 1999). V přirozených povrchových vodách se jeho koncentrace pohybují v desetinách až desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$. Antropogenním zdrojem jsou především odpadní vody z povrchové úpravy kovů nebo barevné metalurgie a sklářského a keramického průmyslu (barvení). Ačkoliv není nikl pro člověka toxický, značnou riziko představuje pro vodní organizmy (Bencko a kol. 1995).

Pb – olovo - Olovo patří mezi těžké kovy, jejichž historické využití člověkem sahá až do období antiky. Nejrozšířenější rudou je galenit (PbS), který v porovnání s jinými sulfidickými rudami nepodléhá příliš chemické nebo biochemické oxidaci (Merian, et al., 2004). Výskyt ve vodách velmi závisí na pH a koncentraci CO_2 a pohybuje se řádově v jednotkách až desítkách $\mu\text{g.l}^{-1}$. Olovo může být v kyselé oblasti přítomno jako jednoduchý Pb^{2+} iont, v neutrální nebo slabě zásadité pak jako karbonatokomplex, při zásaditém pH tvoří hydroxokomplexy. Při vyšších koncentracích chloridů a síranů vznikají i chloro- a sulfatokomplexy. Rozpustnost olova je dána rozpustností PbCO_3 , $\text{Pb}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ a $\text{Pb}(\text{OH})_2$, kdy se v nejméně rozpustné formě nachází zejména při pH 9 – 10 (Pitter, 1999). Významným antropogenním zdrojem jsou výfukové plyny obsahující deriváty tetraethylolova (antidetonační v pohonných hmotách), proto jsou vysoké koncentrace zaznamenávány často kolem komunikací (dešťová voda spláchnutá z ulic obsahuje až jednotky mg.l^{-1}). Do vody se uvolňuje i z olověného potrubí, další zdroj představují odpadní vody ze zpracování rud, barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a sklářského průmyslu (glazury) (Bencko a kol. 1995). Olovo má velmi vysoký bioakumulační index, významně se hromadí i v sedimentech. Jeho toxicita spočívá ve vazbě na thiolové skupiny, které jsou součástí enzymů, dále inhibuje tvorbu hemoglobinu, negativně působí na erytrocyty a nervový systém a v lidském těle se hromadí především v kostech. Chronické otravy se špatně diagnostikují, olovo je považováno i za potenciální karcinogen. Míra toxicity se pro vodní organizmy až řádově liší.

Zn – zinek - Nejrozšířenější rudou je sfalerit (ZnS) a smithsonit (ZnCO_3) (Merian, et al., 2004); běžně se nachází v horninách, půdě i sedimentech. V povrchových vodách se jeho koncentrace pohybují v jednotkách až stovkách $\mu\text{g.l}^{-1}$. Rozpuštěný se vyskytuje jako Zn^{2+} ,

nebo ve formě hydroxokomplexů a karbonatokomplexů, ve vodě s vyšším obsahem síranů tvoří sulfatokomplexy. Známé jsou i chloro- a fosfatokomplexy. Ve vodách z galvanického pokovování se vyskytují i kyano- a amminokomplexy. Vzhledem k omezeným komplexačním schopnostem v porovnání např. s mědí, může zinečnatý kationt ve vodách v neutrální oblasti i dominovat. Rozpustnost zinku je pak ve vodě limitována rozpustností ZnCO_3 , $\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2$ a v silně alkalickém prostředí i $\text{Zn}(\text{OH})_2$. Při vyšších koncentracích křemíku se vylučuje i pevný Zn_2SiO_4 s minimem rozpustnosti při pH 9 (Pitter, 1999). Podobně jako u olova, i zde může být zdrojem atmosférická depozice vzhledem ke kontaminaci atmosféry spalovacími procesy. Do vody se dále dostává při zpracování rud, povrchové úpravě kovů, částečně se uvolňuje i z pozinkovaných předmětů (okapy) a je obsažen i v hnojivech a čistírenských kalech (Bencko a kol. 1995). Pro řadu organismů včetně člověka je zinek esenciálním prvkem, neboť je součástí některých enzymů a má řadu biologických funkcí. Onemocnění z nadbytku nejsou známa, vyšší obsah ve vodě zhoršuje její organoleptické vlastnosti (svíravá chuť nad 5 – 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Pro ryby a vodní organizmy je však zinek toxický již v koncentracích od desetin $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

9.4.2 Výsledky zrnitostních rozborů sedimentu

Nejen složení sedimentované látky, ale i její rozměr, resp. zrnitost, jsou rozhodující při mnohých fyzikálně chemických dějích probíhajících v sedimentech – např. obsah těžkých kovů ve větší zrnitostní frakci je nižší než ten, který obsahuje frakce jemnější. Zrnitostní složení dále vypovídá o dějích probíhajících v nivě a popisuje tedy rychlost a způsob zanášení starých ramen. Složení sedimentů je i historickým záznamem procesů probíhajících v blízkosti vodního toku včetně změn polohy říčního koryta a kromě záznamu významných hydrologických událostí odpovídá např. i využití ploch ve vyšších částech povodí, regulacím toků apod. Výsledky zrnitostních analýz získaných profilů subakvatických sedimentů zkoumaných labských ramen přináší tabulka 39, kde je uvedeno zrnitostní zařazení jednotlivých vrstev profilů. Zrnitostní křivky všech vzorků jsou uvedeny v příloze 13.3.

Hloubka	Němčice	Lžovice A	Lžovice B	Václavka
0-7 cm	F4 CS jíl písčité II	F8 CI jíl se stř. plasticitou	F3 MS hlína písčité I	
7-19 cm	F4 CS jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	F4 CS jíl písčité	
19-31 cm	F4 CS jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	F3 MS hlína písčité	F4 CS jíl písčité I
31-43 cm	F4 CS jíl písčité II	F4 CS jíl písčité	F4 CS jíl písčité	F3 MSI hlína písčité
43-55 cm	F4 CS jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	F4 CS jíl písčité	S4 SM písek hlinitý
55-67 cm		F4 CS jíl písčité	F4 CS jíl písčité	S4 SM písek hlinitý
67-79 cm		F4 CS jíl písčité	F3 MS hlína písčité I	
79-91 cm		F4 CS jíl písčité	F3 MS hlína písčité I	
91-103 cm		F4 CS jíl písčité	F3 MS hlína písčité I	
103-115 cm		F4 CS jíl písčité		
115-127 cm		F4 CS jíl písčité		
127-139 cm		F4 CS jíl písčité		
139-151 cm		F4 CS2 jíl písčité II		

Hloubka	Obříství A	Obříství B	Hloubka	Poděbrady
0-7 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	0-24 cm	F4 CSI jíl písčité
7-19 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	24-36 cm	F4 CSII jíl písčité
19-31 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	36-48 cm	F4 CSI jíl písčité
31-43 cm	F4 CSI jíl písčité I	F6 CI jíl se stř. plasticitou	48-60 cm	F4 CSI jíl písčité
43-55 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	60-72 cm	F3 MS hlína písčité I
55-67 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	72-84 cm	F4 CS jíl I písčité
67-79 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CS jíl písčité	84-96 cm	F4 CSI jíl písčité
79-91 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CSI jíl písčité	96-108 cm	F4 CSI jíl písčité
91-103 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CSII jíl písčité	108-120 cm	F4 CSI jíl písčité
103-115 cm	F4 CSI jíl písčité I	F8 CI jíl se stř. plasticitou	120-132 cm	F4 CSI jíl písčité
115-127 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CSI jíl písčité	132-144 cm	F4 CSI jíl písčité
127-139 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CSI jíl písčité	144-156 cm	F4 CSI jíl písčité
139-151 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CSI jíl písčité	156-168 cm	F4 CSI jíl písčité
151-163 cm	F4 CSI jíl písčité I	F4 CSI jíl písčité	168-180 cm	S3 písek s příměsí jemnozrnné zeminy S-F
163-175 cm		F4 CSI jíl písčité	180-192 cm	S3 písek s příměsí jemnozrnné zeminy S-F
175-187 cm		F8 CI jíl se stř. plasticitou	192-204 cm	F3 MSI hlína písčité

Tab. 39: Zařazení vzorků sedimentů podle ČSN (vzhledem k nedostatku materiálu byly provedeny analýzy pouze z výše uvedených vrstev)

Jak vyplývá z analýz, zkoumaný materiál byl často tvořen homogenní hmotou bez výrazných barevných přechodů (obr. 138). Tmavá barva zde odkazovala na redukční podmínky a přítomnost organické hmoty. Ve většině případů byly vrstvy klasifikovány jako písčité jíly, což odpovídá charakteru starých říčních ramen.



Obr. 138: Detail jemnozrného homogenního sedimentu z jezera Němčice

Výraznější odlišnosti byly zaznamenány v profilu Václavka, kde sediment obsahoval především v hlubších vrstvách klasifikovaných jako písčité hlína nebo hlinitý písek méně jemnozrné frakce (tab. 39). Kromě změny zrnitosti vykazoval tento profil i nápadnou změnu barvy (obr. 139). Tmavší jemnější svrchní vrstvy sedimentu zde nasvědčovaly výrazně vyššímu obsahu organické hmoty odpovídajícímu značně rozvinutému oživení jezera – v těchto polohách byl zaznamenán i výrazně vyšší obsah organického uhlíku (viz kap. 9.4.3.12). Hrubší materiál klasifikovaný jako písčité hlína byl dále zjištěn v několika vrstvách v sedimentu z odběrového místa Lžovice B, kde především polohy nejhlubší vykazovaly minimální obsah organického uhlíku. V tomto starém rameni, které ještě v 70. letech 20. století tvořilo hlavní tok řeky, se tak ukládání jemné frakce uplatnilo především v jižní části jezera při ústí do Labe, kde dochází k sedimentaci jemnějšího materiálu při poklesu rychlosti proudění vody. Svrchní vrstvy profilu A odebraného v těchto místech obsahovaly více jemnozrné frakce a byly tak klasifikovány jako jíly se střední plasticitou (tab. 39).

Zrnitější materiál byl dále zjištěn především v polohách 168 – 192 cm hlubokých ve starém rameni Poděbrady (obr. 140). Tyto vrstvy vykazovaly i vůbec nejnižší zaznamenaný obsah organického uhlíku v rámci všech analyzovaných vzorků sedimentů (viz kap. 9.4.3.12) a byly klasifikovány jako písek s příměsí jemnozrné zeminy (tab. 39). Tento profil dále vykazoval hrubší sediment v hloubce 60 – 72 cm a v nejhlubší vrstvě, kde odpovídal písčité hlíně. Vzhledem k lokalizaci odběrového místa v blízkosti ústí starého ramene do Labe tak

pravděpodobně změny zrnitosti v profilu nasvědčovaly různým hydrologickým událostem, kdy za povodní mohlo dojít i k uložení větší zrnitostní frakce, která sem byla za vyšších rychlostí proudění v řece přinesena.

Jemnější sediment byl dále zjištěn v několika polohách v profilu Obříství B, ve kterém byl rozlišen i výraznější barevný přechod (obr. 141).



Obr. 139: Zrnitostní a barevné změny v profilu sedimentu z jezera Václavka



Obr. 140: Písečné čočky ve spodních vrstvách sedimentu z jezera Poděbrady

Rozdíly v zrnitostních poměrech jednotlivých lokalit reflektují přírodní a antropogenní procesy probíhající v labské nivě. Změny v ukládání odlišných zrnitostních frakcí odpovídají např. povodňovým situacím, kdy se do starých ramen může dostávat i hrubozrnnější materiál.

Naopak při opadu hladiny vody řeky, kdy se její unášecí schopnost snižuje, dochází k pozvolné sedimentaci jemnozrnných částic, které na sebe ovšem ochotně vážou řadu škodlivin. Proto takový materiál vykazuje často značné zatížení nežádoucími látkami, což je podporováno i vyšším obsahem organické hmoty. V zrnitostním složení se uplatňuje i splach z okolních pozemků, který je ovlivňován jejich využitím, a stabilita břehů - tak pravděpodobně vykazovaly hlubší vrstvy sedimentů získaných v tůni Václavka značný obsah zrnitého materiálu pocházejícího pravděpodobně z nestabilního písčitého břehu v západní části jezera.



Obr. 141: Barevný přechod v jílovitém sedimentu z odběrového místa Obříství B

9.4.3 Výsledky chemických analýz profilů sedimentů

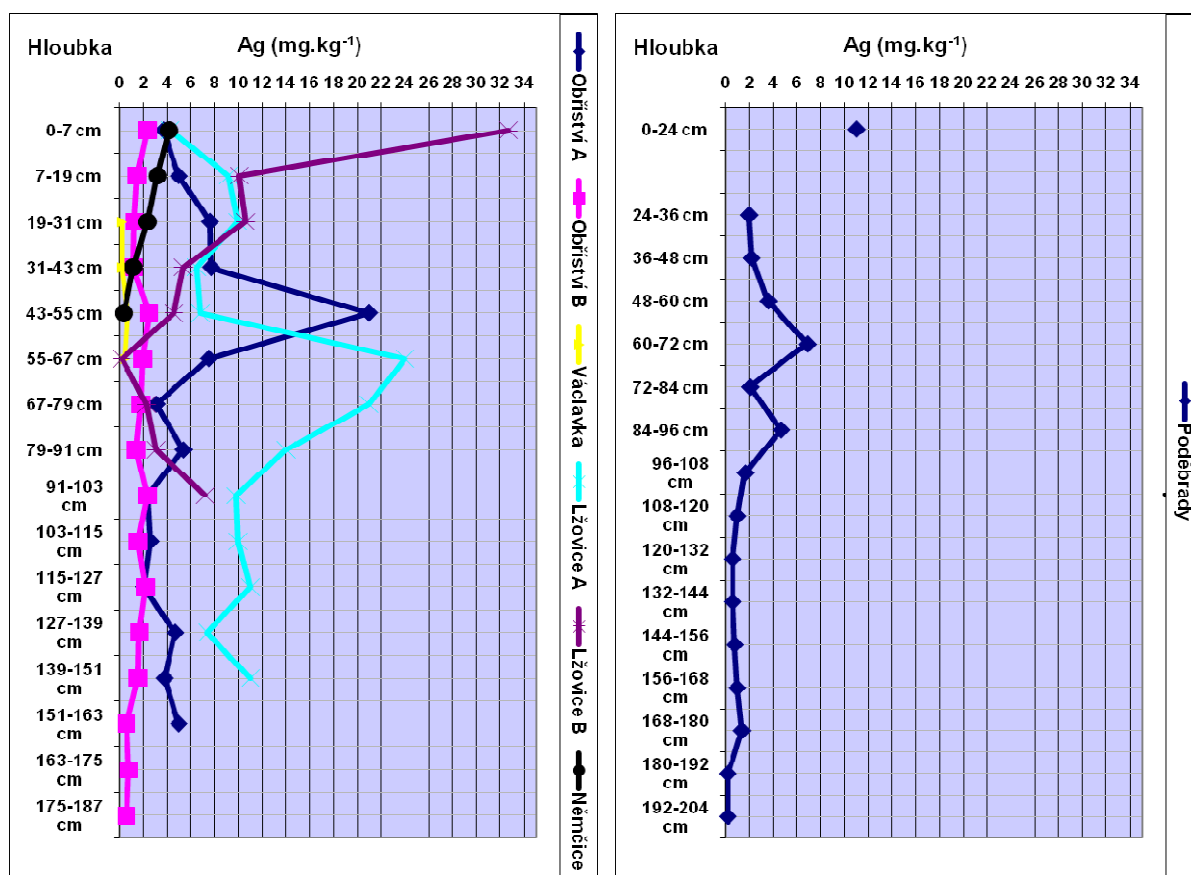
Změna koncentrací zkoumaných kovů a arzenu s hloubkou sedimentu vypovídají o starší kontaminaci zkoumaných fluviálních jezer. Řada škodlivin, které člověk produkuje, se ze zdrojů znečištění dostávají do řek, kterými jsou pak buď v rozpuštěné formě, nebo v suspenzi transportovány na poměrně značné vzdálenosti (Merian, Anke, Ihnat, Stoeppler, 2004). Tato kontaminovaná jemnozrnná frakce, na kterou se právě řada těžkých kovů ochotně váže, ovšem v místech poklesu rychlosti proudění vody sedimentuje. Tak se právě stará říční ramena resp. říční niva, stávají úložištěm řady těchto sloučenin. Při některých hydrologických událostech může za zvýšených průtoků dojít i k odnosu materiálu, kdy jsou pak obnaženy starší vrstvy sedimentů. Vzhledem k přirozeně nízkým koncentracím stanovovaných kovů a arzenu v člověkem neovlivněném podloží Polabí indikují vybrané prvky antropogenní průmyslové znečištění (Prange et al., 1997A, B,C).

Změny koncentrací stanovovaných kovů a arzenu s rostoucí hloubkou subakvatických sedimentů odebraných ve zkoumaných starých labských ramenech popisují obrázky 142 – 152. Obsah organického uhlíku, na který se též řada kovů ochotně váže, znázorňuje obrázek 153. Vzhledem k rozdílnému rozčlenění vrstev ve vertikálním profilu sedimentu z jezera Poděbrady jsou výsledky uvedeny v samostatném grafu (viz kap. 9.4.1.1). Celkové srovnání popisuje tabulka 40, která je umístěna na konci této kapitoly. Údaje byly vždy vypočteny ze všech měření provedených v rámci jednoho profilu, který však v odlišných odběrových místech dosahoval různé hloubky. Z důvodu získání informací o nejstarším znečištění vybraných starých ramen bylo vždy snahou odebrat co nejdelší profil sedimentu, jehož dosažení umožňovalo použité technické vybavení.

9.4.3.1 Ag - stříbro

Jak vyplývá z obrázku 142, koncentrace stříbra, které tvořilo ve většině starých ramen nejzávažnější znečištění (viz kap. 9.4.5), s hloubkou v profilu sedimentu z jezera Němčice klesaly. Vzhledem k poloze starého ramene a jeho omezené komunikaci s Labem zde ovšem obsah tohoto kovu dosahoval spíše nižších hodnot (tab. 40). Vůbec nejvyšší průměrnou koncentraci stříbra v sedimentech v rámci všech zkoumaných jezer vykazovaly profily ze starého ramene ve Lžovicích. V odběrovém místě A, které leželo v blízkosti ústí jezera do Labe, byly nejvyšší hodnoty tohoto kovu zaznamenány ve vrstvách hlubokých 55 – 91 cm, naopak v profilu B, kde byla změřena vůbec nejvyšší stanovená koncentrace stříbra v rámci všech měření - 32 mg.kg^{-1} - byl vyšší obsah tohoto kovu zjištěn při povrchu sedimentu. V tomto profilu vykazovaly naměřené hodnoty Ag také největší variabilitu v rámci všech odběrových míst (tab. 40). Jak tedy tyto výsledky naznačují, distribuce stříbra v sedimentech tohoto jezera se poměrně výrazně lišila. Kontaminované vrstvy v odběrovém místě A byly pravděpodobně překryty mladším méně zatíženým materiálem (obr. 142). Vzhledem k faktu, že jezero Lžovice leží zhruba 40 km pod Pardubicemi a nedaleko vrchu Kaňk, kde se ve středověku stříbro těžilo, je možné zde usuzovat na několik antropogenních zdrojů znečištění (viz kap. 6.7). Staré rameno Poděbrady vykazovalo nejvyšší koncentraci stříbra

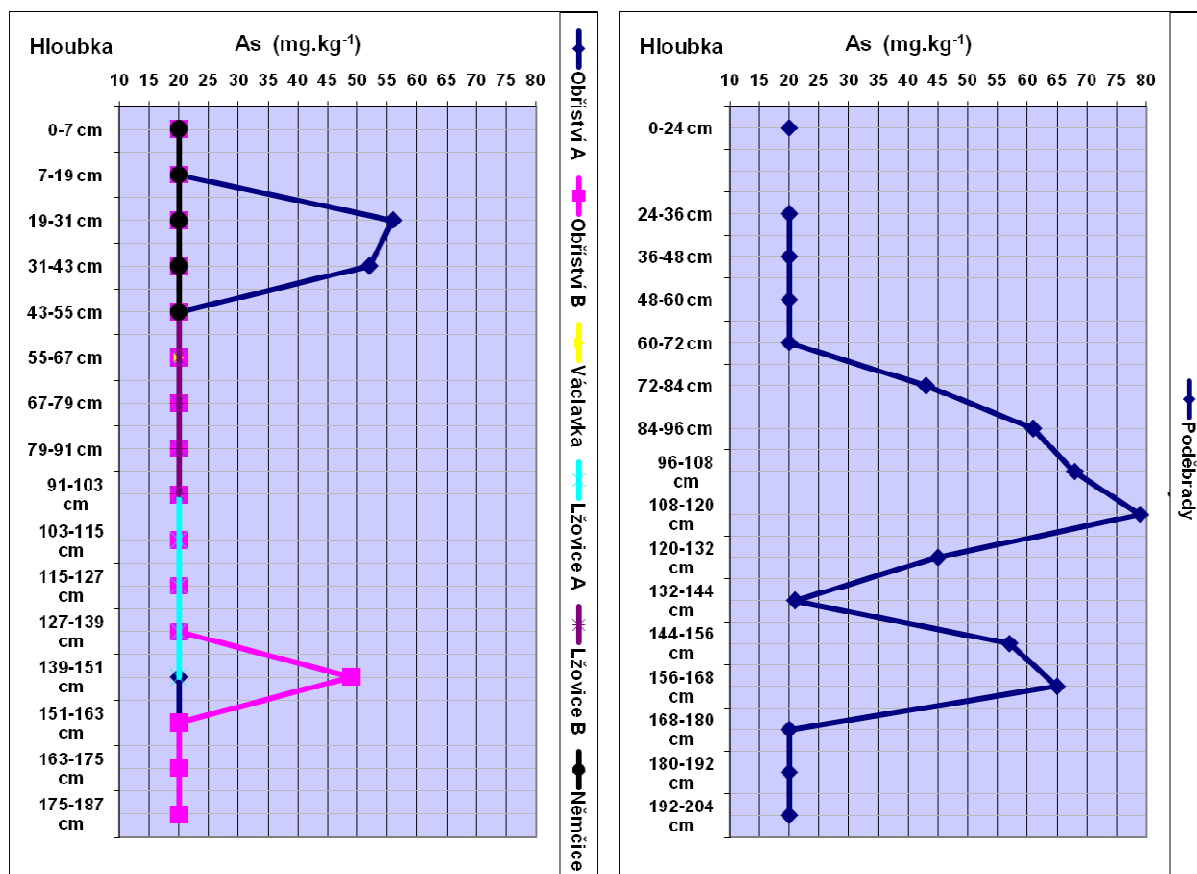
v povrchových vrstvách sedimentu a v polohách hlubokých 60 – 72 cm a 84 – 96 cm. Průměrný obsah tohoto kovu zde však byl výrazně nižší, než tomu bylo v jezeře Lžovice (tab. 40). S rostoucí vzdáleností od možného zdroje znečištění tak kontaminace klesala a blízký průmysl Kolínska se výrazným zvýšením hodnot stříbra neprojevil. Vůbec nejnižší koncentrace tohoto kovu byly změřeny v sedimentu z jezera Václavka, které je již značnou dobu odděleno od řeky a povrchově s ní nekomunikuje ani za pětileté vody. Toto staré rameno tak bylo pravděpodobně uchráněno antropogennímu znečištění, které bylo unášeno řekou. Profily odebrané v jezeře Obříství vykazovaly značné odlišnosti. Analýzy vzorků z odběrového místa B prokázaly velmi nízký obsah tohoto kovu, naopak profil A ležící v blízkosti řeky, ve kterém bylo nejvyšších hodnot dosaženo ve vrstvách 19 – 55 cm hlubokých, byl stříbrem poměrně značně zatížen. Ačkoliv je toto staré rameno za běžných vodních stavů odděleno betonovou hrází od řeky, za vyšších průtoků v řece dochází k opětovnému povrchovému propojení s Labem, což pak umožňuje sedimentaci kontaminované suspenze v této části jezera. Řeka zde byla především v minulosti značně znečištěna, neboť několik km proti proudu Labe se nachází jedna z největších chemických továren na Labi a několika dalších průmyslových zdrojů znečištění (viz kap. 6.7).



Obr. 142: Koncentrace stříbra – Ag v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen (pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě Ag brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám meze stanovitelnosti (< 0,3 mg.kg⁻¹))

9.4.3.2 As - arzén

Koncentrace 20 mg.kg^{-1} , která je v obrázku 143 znázorněna u většiny vzorků odpovídá 2/3 meze detekce, vyšší hodnoty tohoto polokovu byly zaznamenány pouze v polohách 19 – 43 cm hlubokých v profilu Obříství A a ve vrstvě 139 – 151 cm v místě Obříství B. Výrazně vyšší obsah arzénu byl ovšem změřen ve vzorcích z jezera Poděbrady v hloubkách 72 – 168 cm. Toto staré rameno tak vykazovalo nejen nejvyšší průměrnou hodnotu arzénu v sedimentech, ale byla zde zaznamenána i maximální naměřená koncentrace tohoto prvku - 79 mg.kg^{-1} (tab. 40). Profil ovšem vykazoval i největší variabilitu naměřených hodnot tohoto prvku. Zdejší staré znečištění tak mohlo pravděpodobně pocházet z blízkých chemických podniků Kolínska. Jezero je též stále povrchově spojeno s řekou, což usnadnilo jeho kontaminaci. V případě jezera Obříství pak mohly zdroj znečištění představovat průmyslové továrny v Neratovicích, Čelákovících atd. (Spolana, a. s., kovohutě (viz kap. 6.7).



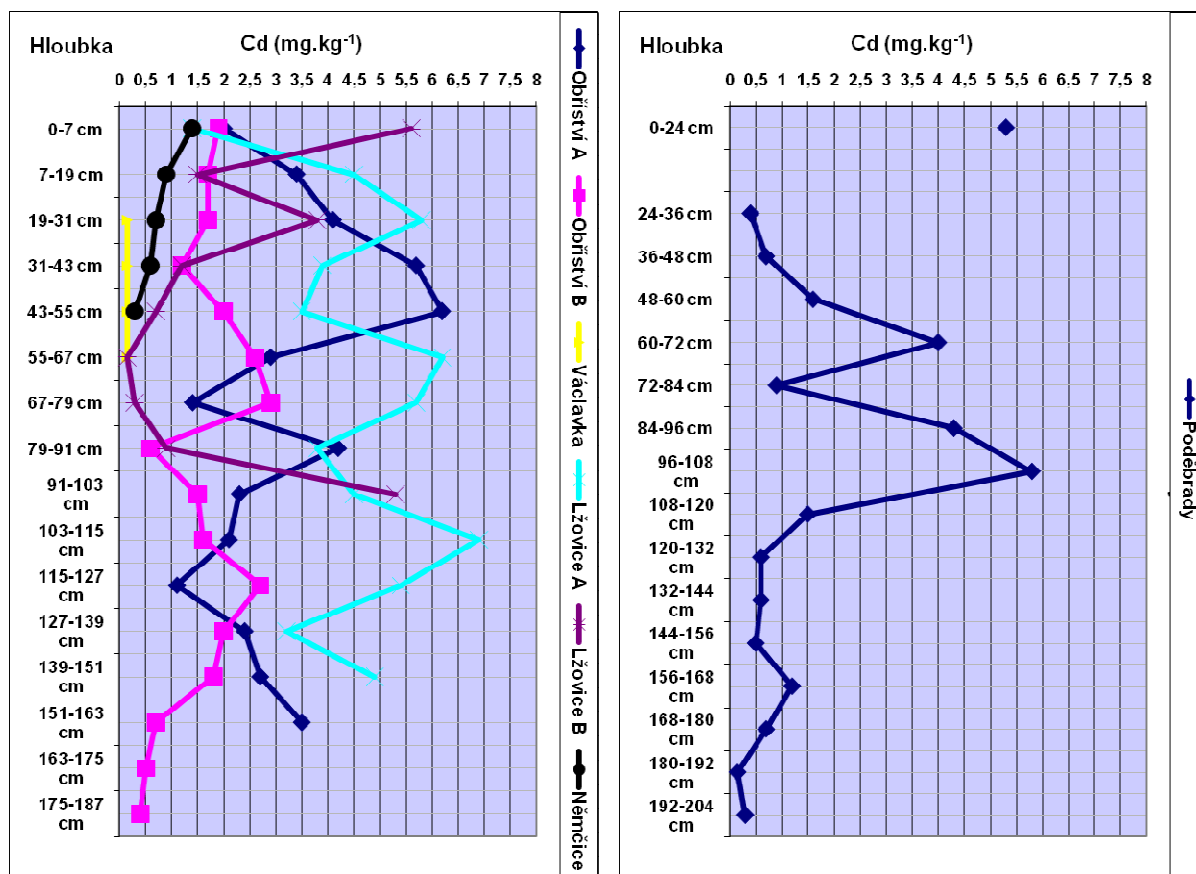
Obr. 143: Koncentrace arzénu – As v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

(pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě As brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám meze stanovitelnosti ($< 30 \text{ mg.kg}^{-1}$), což vysvětluje údaje v tomto obrázku)

9.4.3.3 Cd - kadmium

Nejnižší koncentrace kadmia v sedimentech byly zaznamenány v jezeře Námčice (obr. 144), které leží před řadou průmyslových podniků na Pardubicku (viz kap. 6.7) a jehož komunikace s řekou je značně omezena. Naopak staré rameno ve Lžovicích, které se nachází přibližně 40 km pod pardubickou průmyslovou aglomerací a je s Labem stále zcela spojeno, vykazovalo

v obou profilech hodnoty tohoto kovu výrazně vyšší. V místě A u ústí jezera do řeky byl v sedimentu zjištěn nejen nejvyšší průměrný obsah tohoto kovu, ale i maximální změřená hodnota v rámci všech analyzovaných vzorků - $6,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ ve vrstvách sedimentu 103 – 115 cm hlubokých. Vyšší koncentrace kadmia zde byly ovšem zaznamenány i 55 – 67 cm a 19 – 31 cm pod povrchem, což nasvědčuje opakované kontaminaci jezera (obr. 144). Profil Lžovice B vykazoval průměrný obsah tohoto kovu méně jak poloviční, avšak hodnoty zde dosahovaly největšího rozptylu. Nejvíce zatížené vrstvy zde ležely v hloubce 91 – 103 cm, 19 – 31 cm a při povrchu sedimentu a jak je tedy patrné, v rámci jezera byly v distribuci kadmia zaznamenány značné rozdíly. Staré rameno v Poděbradech vykazovalo pravděpodobně vzhledem k rostoucí vzdálenosti od možného zdroje znečištění nižší průměrný obsah tohoto kovu. Nejzatíženější vrstvy zde byly zjištěny v hloubce 84 – 108 cm a při povrchu sedimentu (obr. 144). Vůbec nejnižší koncentrace kadmia byly zaznamenány v tůni Václavka, kde se pravděpodobně uplatnilo její celkové oddělení od řeky, která především v minulosti nesla řadu kontaminantů (tab. 40).



Obr. 144: Koncentrace kadmia – Cd v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

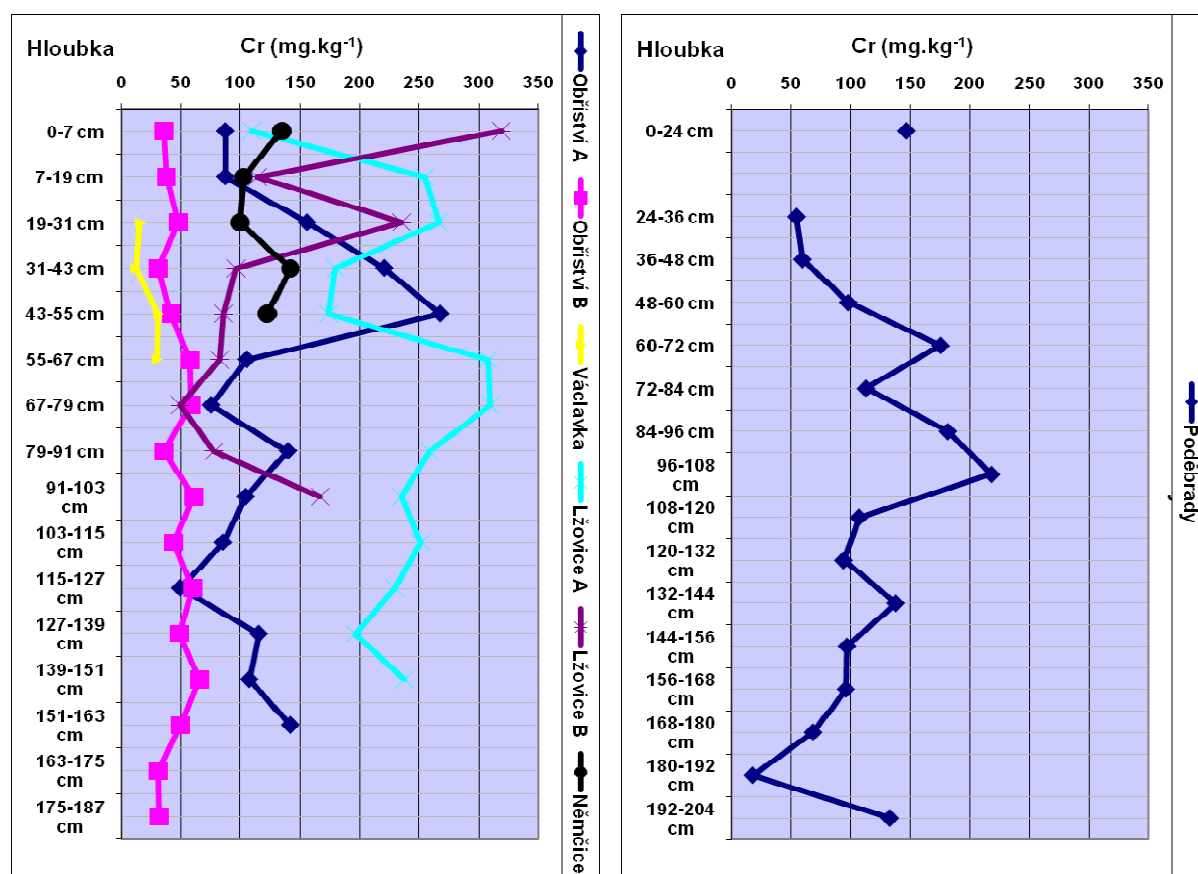
(pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě Cd brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám meze stanovitelnosti ($< 0,22 \text{ mg.kg}^{-1}$))

Při posuzování obsahu kadmia v profilech odebraných v jezeře Obříství byly zjištěny značné rozdíly. Sediment z odběrového místa A ležícího v blízkosti Labe vykazoval vyšší obsah tohoto kovu, kdy největší koncentrace byly zaznamenány ve vrstvách 31 – 55 cm a 79 – 91

cm hlubokých; naopak v profilu B byl obsah kadmia poměrně nízký. V případě místa A se tedy pravděpodobně jednalo o starší znečištění přinesené za povodní řekou, která zde v minulosti byla výrazně kontaminována blízkou průmyslovou výrobou (Spolana, a. s., atd., viz kap. 6.7).

9.4.3.4 Cr - chrom

Jak uvádí obrázek 145, v případě chromu vykazoval profil v Němčicích poměrně vyšší hodnoty, kdy nárůst koncentrace byl zjištěn především při povrchu sedimentu a ve vrstvách 31 – 55 cm hlubokých. Ačkoliv je komunikace jezera s řekou omezena, mohlo zde dojít ke kontaminaci za povodní, kdy Labe neslo znečištění pocházející ze zdrojů z vyšších částí povodí. Výrazně vyšších hodnot chromu bylo ovšem dosahováno v obou profilech sedimentu z jezera Lžovice, které bylo především v minulosti značně vystaveno znečištění pocházejícího z pardubické průmyslové aglomerace (viz kap. 6.7). Vůbec nejvyšší průměrná koncentrace tohoto kovu byla zaznamenána v profilu A u ústí jezera do řeky (tab. 40), kde byl nejvyšší obsah chromu změřen ve vrstvách 55 – 79 cm a 19 - 31 cm hlubokých, což poukazuje na opakovanou kontaminaci jezera.



Obr. 145: Koncentrace chromu – Cr v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

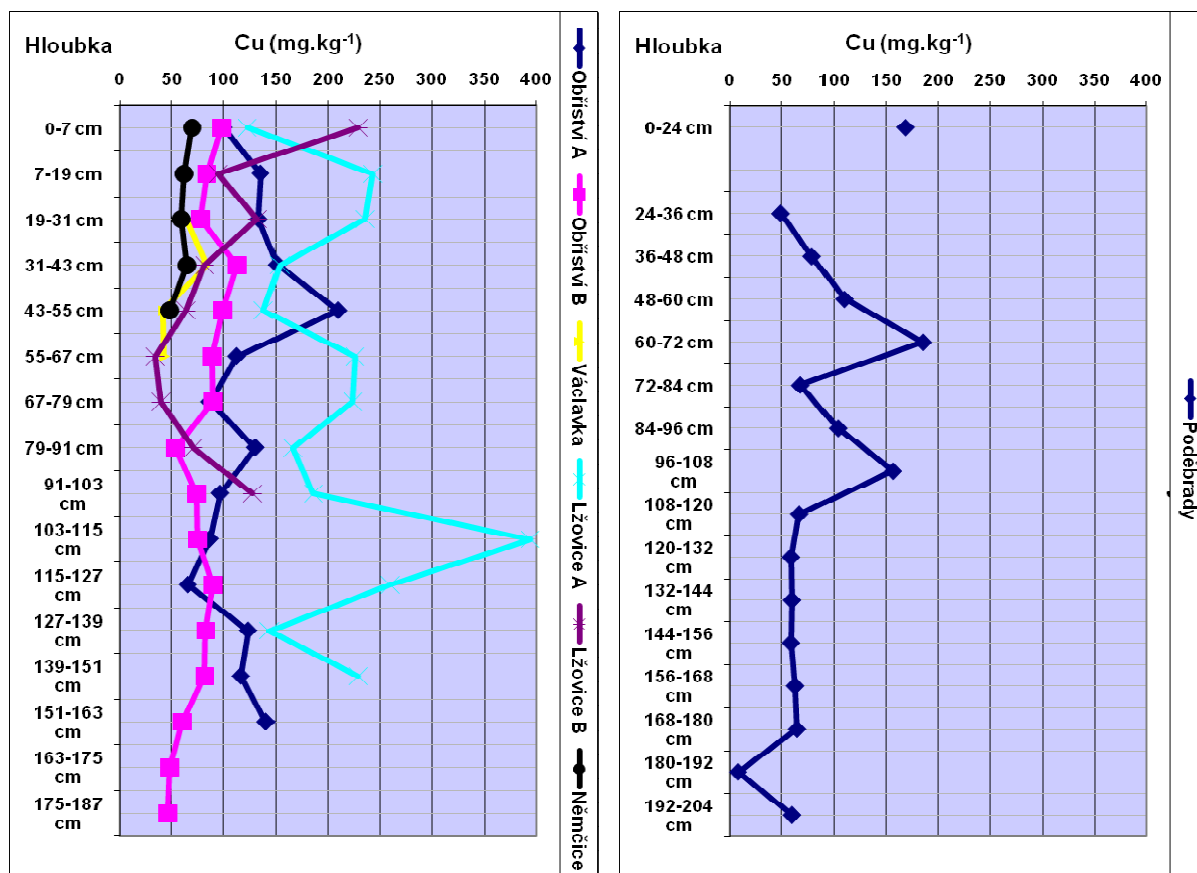
Ačkoliv profil B vykazoval nižší průměrný obsah tohoto kovu, v povrchové vrstvě zde byla zjištěna koncentrace 319 mg.kg⁻¹, která nebyla v žádném dalším vzorku překována a mezi naměřenými hodnotami zde bylo dosaženo také největší variability (tab. 40). Nárůst hodnot

chromu zde byl pak zjištěn ještě v polohách 19 – 31 cm a 91 – 103 cm hlubokých. Distribuce tohoto kovu v sedimentech se zde tedy pravděpodobně v souvislosti se vzdáleností od ústí starého ramene do řeky poměrně lišila. Ačkoliv je jezero Poděbrady stále spojeno s řekou, vzhledem k jeho vzdálenosti od největších znečišťovatelů Labe vykazovalo v případě chromu již nižší zatížení, než jaké bylo zaznamenáno ve starém rameni ve Lžovicích. Jak je z obrázku 145 patrné, vůbec nejnižší obsah tohoto kovu v sedimentech byl zaznamenán v dávno od Labe odděleném rameni Václavka, které nebývá s řekou spojeno ani za pětileté vody. Z hlediska profilů odebraných ve starém rameni v Obříství byly mezi oběma odběrovými místy zaznamenány značné rozdíly. Profil A, který se nachází v blízkosti betonové hráze, která bývá za povodní snadno přelévána, vykazoval výrazně vyšší průměrnou koncentraci chromu s nejzatíženějším sedimentem ve vrstvách 19 – 55 cm hlubokých. V této části jezera tak pravděpodobně docházelo k ukládání kontaminované suspenze přinášené za vyšších vodních stavů řekou, která zde především v minulosti vykazovala značné průmyslové znečištění (viz kap. 6.7). Naopak v profilu B byl obsah chromu ve všech vzorcích výrazně nižší.

9.4.3.5 Cu -měď

Nejnižší koncentrace mědi vykazovaly sedimenty z jezera Němčice. Staré rameno tak pravděpodobně nebylo vzhledem ke své poloze a omezené komunikaci s řekou tímto kovem kontaminováno. Naopak nejvyšší průměrný obsah tohoto kovu v rámci všech zkoumaných profilů byl zjištěn v odběrovém místě Lžovice A, které vykazovalo i největší variabilitu hodnot (tab. 40). Maximálních koncentrací zde bylo dosaženo ve vzorcích z hloubek 103 – 127 cm, kde byla stanovena i vůbec nejvyšší změřená koncentrace tohoto kovu v rámci všech analyzovaných vzorků sedimentu – 394 mg.kg^{-1} ; zvýšené hodnoty zde byly dále zjištěny v polohách 7 – 19 cm hlubokých. Průměrný obsah mědi v profilu Lžovice B dosahoval výrazně nižší hodnoty. Nejvyšší koncentrace zde byly zjištěny v povrchovém sedimentu a dále v hloubkách 19 – 31 cm a 91 - 103 cm (obr. 146). V jezeře Lžovice, které bylo především v minulosti značně vystaveno průmyslovému znečištění Labe (viz kap. 6.7), tak pravděpodobně opakovaně došlo k uložení kontaminované suspenze, jejíž distribuci v rámci starého ramene pravděpodobně ovlivnila vzdálenost od ústí starého ramene do řeky. Profil sedimentu odebraný v jezeře Poděbrady, které je též stále povrchově spojeno s řekou, vykazoval v porovnání s údaji ze starého ramene ve Lžovicích nižší obsah tohoto kovu. Vyšší hodnoty zde byly zjištěny v povrchových vrstvách a v hloubkách 60 – 72 cm a 96 – 108 cm, což nasvědčuje též opakované kontaminaci jezera. Vůbec nejnižší obsah mědi v sedimentu byl zaznamenán v tůni Václavka, která je již značně dlouho zcela oddělena od Labe a s řekou tak i za pětileté vody komunikuje pouze podzemní cestou (tab. 146). Velmi nízké koncentrace tohoto kovu byly zjištěny i v profilu Obříství B, který byl získán v tomto starém rameni ve větší vzdálenosti od řeky. Naopak profil Obříství A vykazoval druhý nejvyšší průměrný obsah mědi, kdy maxima byla změřena ve vrstvách hlubokých 31 – 55 cm a 151 – 163 cm. Ke znečištění zde tak pravděpodobně došlo opakovaným ukládáním kontaminované

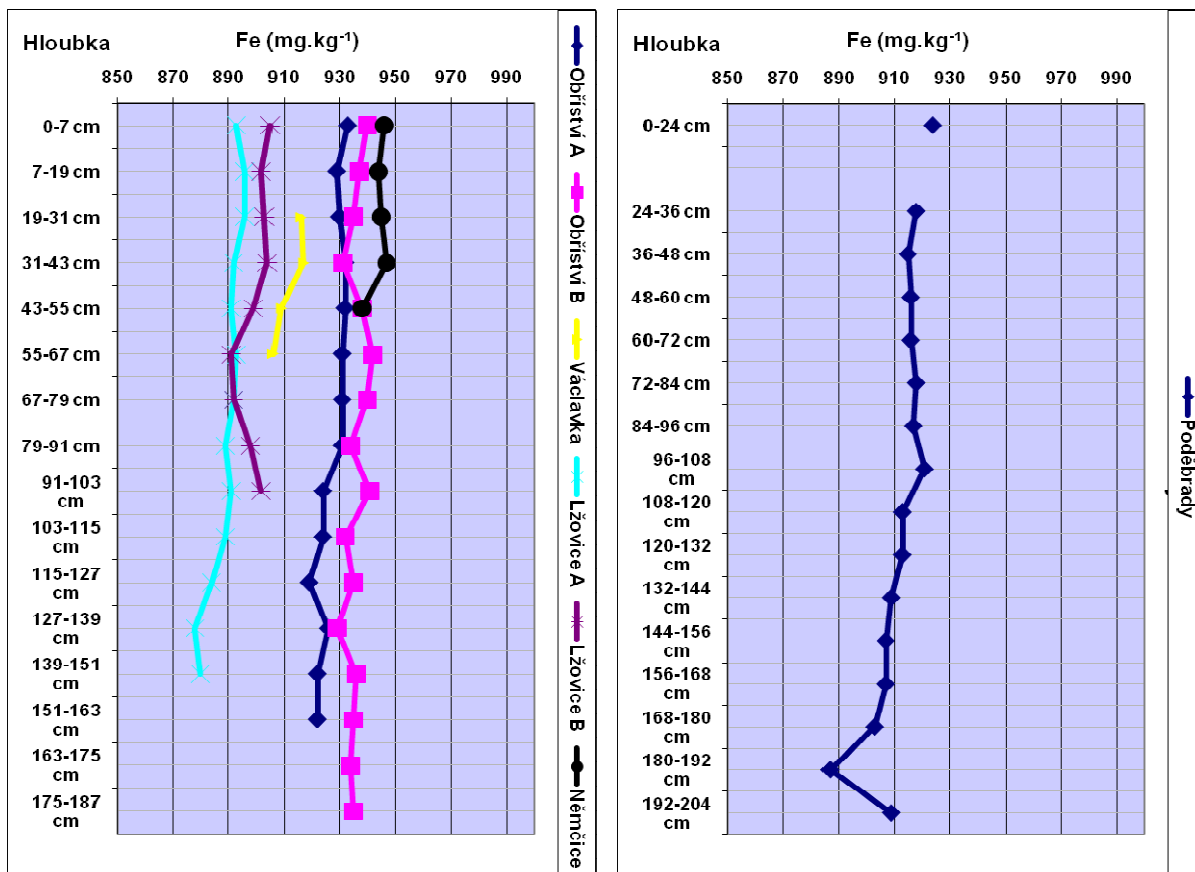
suspenze, která se do jezera dostávala při vyšších vodních stavech v řece, kdy byla betonová hráz oddělující staré rameno, přelita. Labe zde bylo především v minulosti značně zatíženo průmyslovým znečištěním produkovaným v blízkých podnicích (viz kap. 6.7).



Obr. 146: Koncentrace mědi – Cu v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

9.4.3.6 Fe - železo

Vývoj koncentrací železa s hloubkou v profilech sedimentů zkoumaných starých ramen přináší obr. 147. Tento prvek je v přírodě hojně zastoupen, proto není zcela vhodným indikátorem antropogenního znečištění (Pitter, 1999). Nejnižší průměrné koncentrace tohoto kovu byly zaznamenány v sedimentech z jezera Lžovice, Poděbrady a Václavka a jak je dále z tabulky 40 patrné, obsah tohoto kovu se s hloubkou příliš zásadně neměnil. Z hlediska procesů ve vodních ekosystémech je železo významné především vzhledem ke své citlivosti vůči změně redoxního potenciálu (Wetzel, 2001). Redukcí sloučenin jeho oxidované formy tak mohou být za anoxických podmínek do vody uvolňovány různé toxické látky, nebo např. fosfor, který je z hlediska trofie vodního ekosystému velmi podstatný (viz kap. 9.3.1.3).

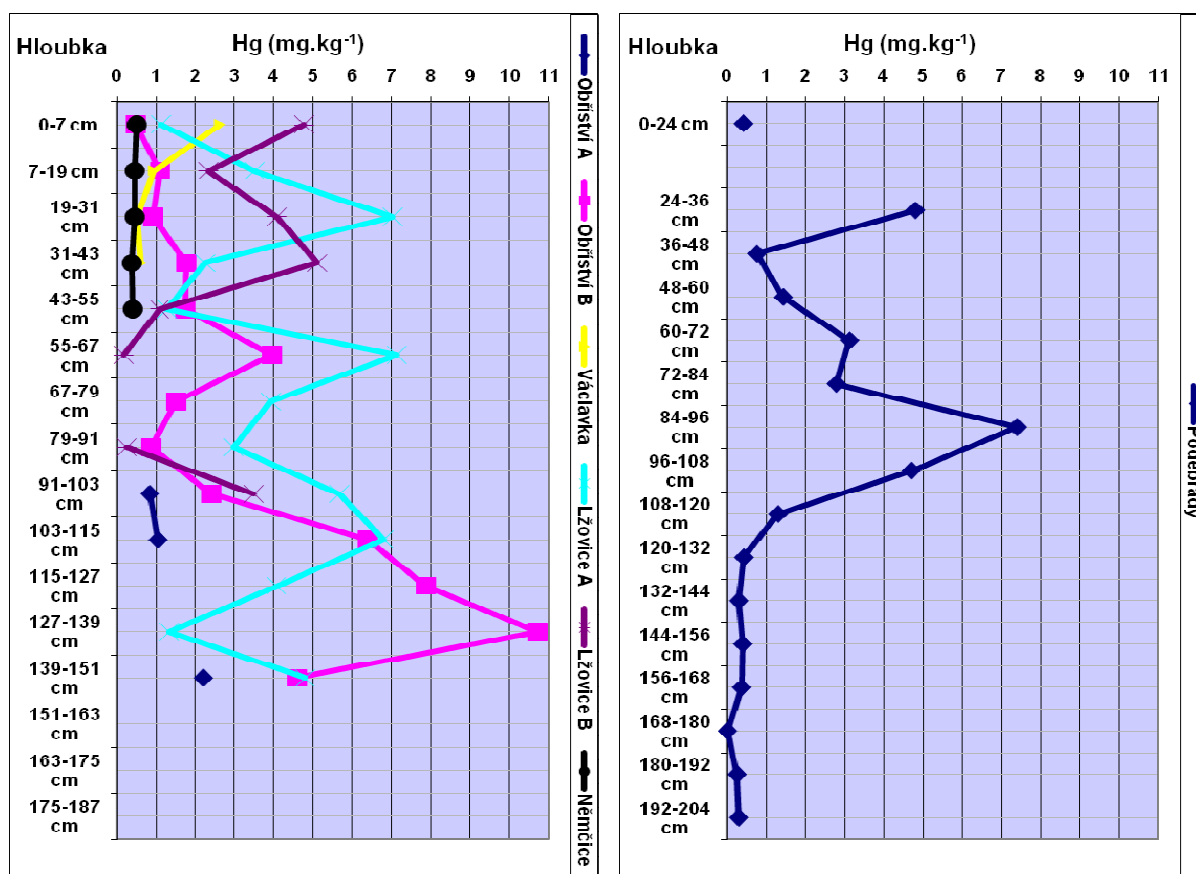


Obr. 147: Koncentrace železa – Fe v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

9.4.3.7 Hg - rtuť

Vůbec nejnižší hodnoty rtuti byly zaznamenány v jezeře Němčice (obr. 148), a to pravděpodobně vzhledem k poloze jezera v rámci povodí Labe a z důvodu jeho omezené povrchové komunikace s řekou. Výrazně vyšší obsah tohoto toxického kovu byl zjištěn v obou profilech sedimentů odebraných ve stále s řekou povrchově spojeném starém labském rameni ve Lžovicích, které bylo především v minulosti vystaveno značnému znečištění řeky pocházejícího z pardubické průmyslové aglomerace (viz kap. 6.7). V odběrovém místě A, které vykazovalo nejvyšší průměrnou hodnotu tohoto kovu v rámci všech zkoumaných profilů (tab. 40), byly výrazně vyšší koncentrace rtuti zjištěny především ve vrstvách 103 – 115 cm, 55 – 67 cm a 19 – 31 cm hlubokých. V profilu B, jehož obsah rtuti byl již nižší, byly nejvyšší koncentrace tohoto toxického kovu změřeny v povrchové vrstvě sedimentu a pak dále v hloubce 19 – 43 cm. Jak je tedy patrné, distribuce rtuti v sedimentech tohoto starého ramene nebyla shodná, a to pravděpodobně v souvislosti se vzdáleností od řeky, nicméně k ukládání kontaminované suspenze zde patrně docházelo opakovaně. Ačkoliv profil ze stále s Labem spojeného jezera Poděbrady vykazoval poměrně vysokou hodnotu tohoto kovu ve vrstvách z hloubky 24 – 36 cm a 84 – 108 cm, průměrná koncentrace zde byla vzhledem k hlubším, málo kontaminovaným vrstvám nižší (obr. 148). Značně nízký obsah rtuti v sedimentech byl zaznamenán v jezeře Václavka. Vzhledem k přerušení komunikace tohoto starého ramene s řekou zde mohlo dojít ke kontaminaci z Labe pravděpodobně pouze za významných

povodňových událostí. Velmi vysoký průměrný obsah rtuti v sedimentu byl zjištěn ve starém rameni Obříství, které leží nedaleko významného chemického závodu – Spolany, a. s., v Neratovicích (viz kap. 6.7). V profilu B, který byl odebrán v centrální části jezera, byla zaznamenána vůbec nejvyšší koncentrace rtuti - $10,73 \text{ mg.kg}^{-1}$ - změřená v rámci všech analyzovaných vzorků sedimentů a toto odběrové místo vykazovalo i největší variabilitu zjištěných hodnot. Nejvíce zatížené vrstvy zde byly zjištěny v hloubce 103 – 139 cm, což pravděpodobně odpovídalo staršímu uložení materiálu kontaminovaného tímto toxickým kovem. Vzhledem k poruše přístroje byly v případě profilu z místa A změřeny bohužel pouze 3 hodnoty a tento fakt je tak nezbytné brát v úvahu při posuzování průměrné koncentrace.

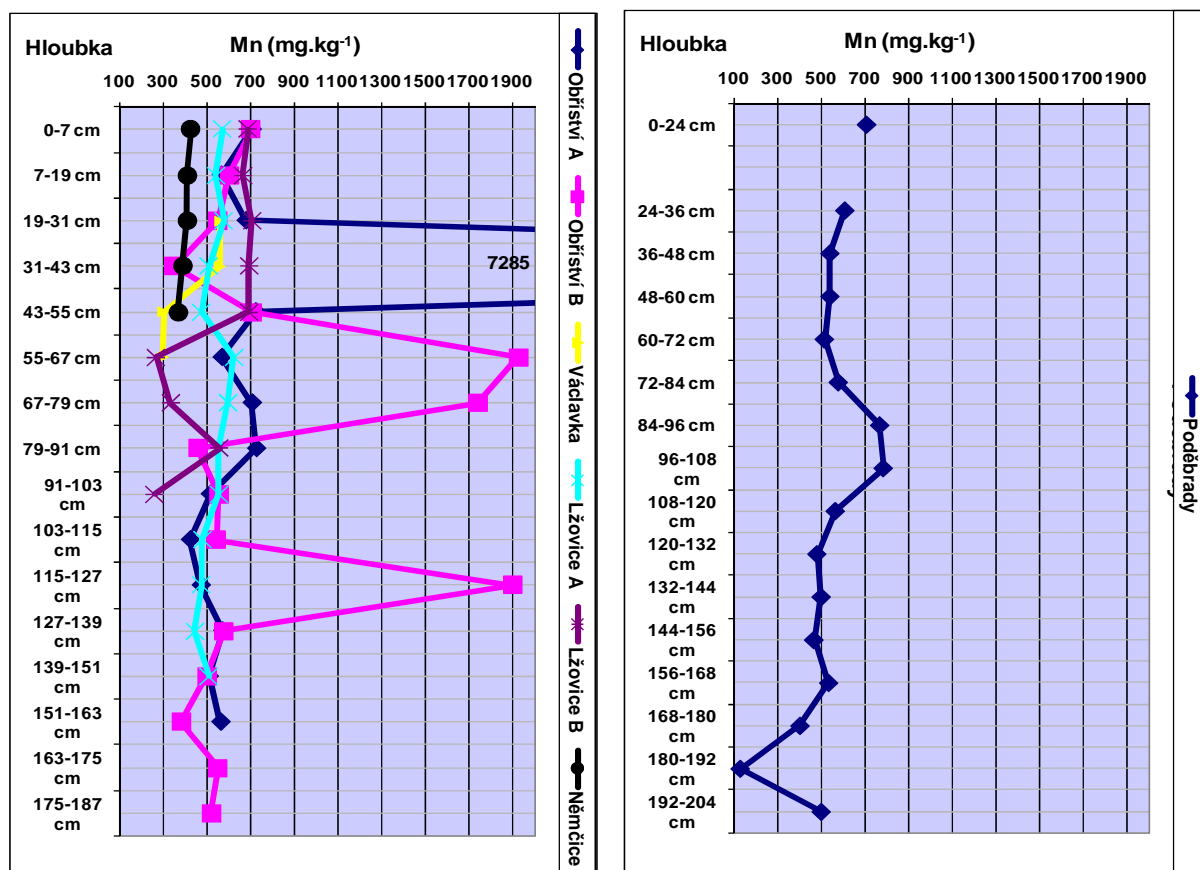


Obr. 148: Koncentrace rtuti – Hg v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen (při měření tří nejhlubších vrstev profilu Obříství B a v případě většiny vzorků z profilu Obříství A došlo k poruše přístroje, proto údaje chybí)

9.4.3.8 Mn - mangan

V porovnání s dalšími stanovovanými prvky představuje mangan kov, který je v životním prostředí zastoupen více. Podobně jako železo se v závislosti na měnícím se redoxním potenciálu významně podílí na řadě procesů na rozhraní voda – sediment a ovlivňuje tak množství rozpuštěných látek ve vodě (Pitter, 1999). Nejnižší průměrná koncentrace tohoto kovu byla zaznamenána v sedimentech starého ramene v Němčicích (obr. 149). Uplatnila se zde tak pravděpodobně poloha jezera v rámci Polabí a jeho omezená povrchová komunikace s řekou. Větší obsah manganu byl zaznamenán v sedimentech starého meandru ve Lžovicích.

Vyšší průměrná koncentrace zde byla zjištěna v profilu B, který byl odebrán ve větší vzdálenosti od ústí tohoto starého ramene do řeky. Nejvyšších hodnot zde bylo dosaženo v hloubce 19 – 55 cm. Naopak profil A vykazoval obsah manganu nižší, což v porovnání s distribucí dalších stanovovaných prvků v tomto jezeře bylo spíše neobvyklé. Srovnatelná průměrná koncentrace tohoto kovu byla zaznamenána v sedimentu ze starého ramene v Poděbradech, kde byly nejvyšší hodnoty změřeny v povrchových vrstvách a dále v polohách 84 – 108 cm hlubokých. Ačkoliv byl obsah tohoto kovu v sedimentech tůň Václavka v porovnání s koncentracemi z jezer Lžovice a Poděbrady přibližně o 100 mg.kg⁻¹ nižší, stále nedosahoval tak nízkých hodnot, jaké byly změřeny ve starém rameni v Němčicích (tab. 40).



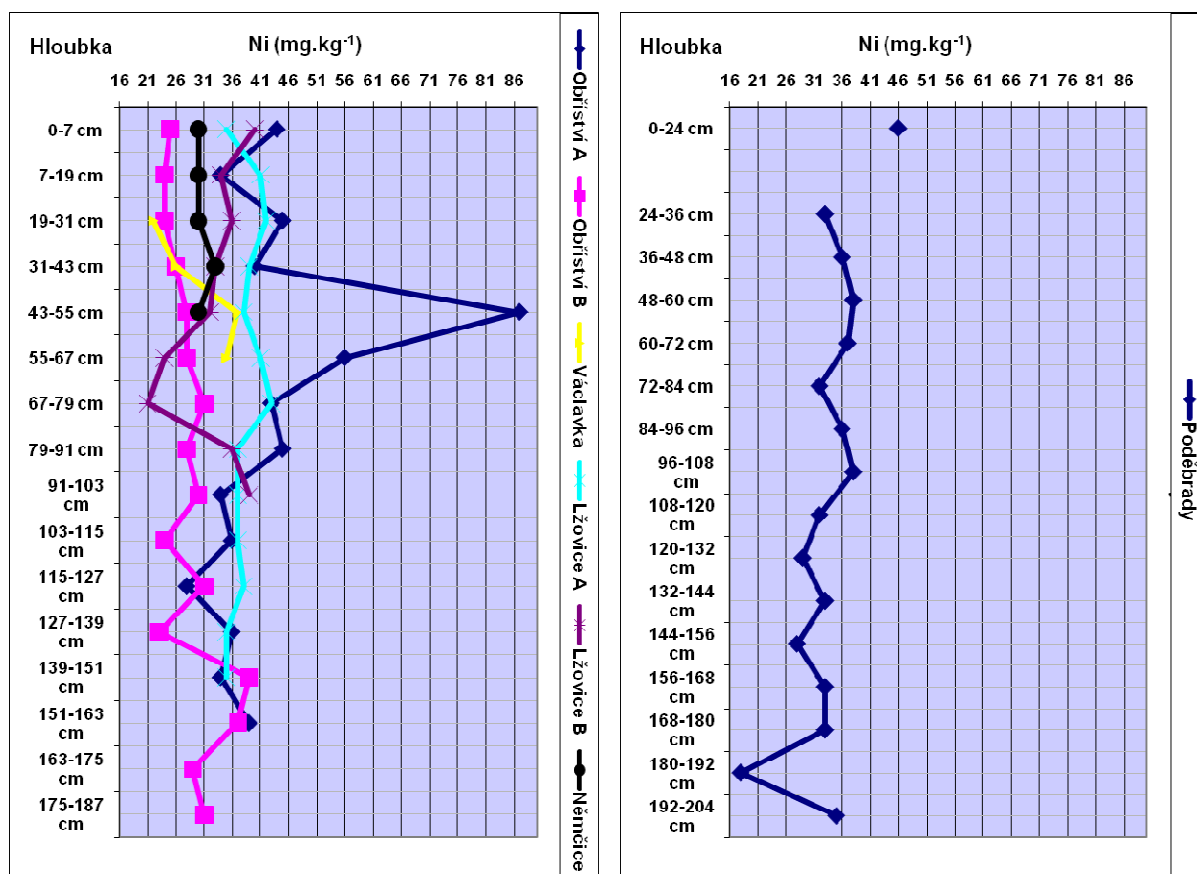
Obr. 149: Koncentrace manganu – Mn v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

Ačkoliv se poloha vrstev s nejvyšší koncentrací manganu v obou odběrových místech v jezeře Obříství lišila, oba profily zde vykazovaly výrazně vyšší obsah tohoto kovu. V profilu B získaném ve vzdálenější části starého ramene od řeky byly nejvyšší koncentrace manganu zjištěny především v hloubce 55 – 79 cm a 115 – 127 cm, naopak v profilu A, kde byl zaznamenán nejvyšší průměrný obsah tohoto kovu, byla několikanásobně vyšší maximální hodnota změřena ve vrstvě 31 – 43 cm hluboké (obr. 149). Toto odběrové místo vykazovalo i největší variabilitu naměřených koncentrací. Staré rameno v Obříství tak bylo pravděpodobně

v minulosti silně kontaminováno sloučeninami tohoto kovu, které se do jezera dostaly nejspíše za povodní, kdy mohlo dojít k úniku znečištění z blízkých zdrojů znečištění.

9.4.3.9 Ni - nikl

Jezero Némčice vykazovalo ve svých sedimentech koncentrace niklu spíše nižší (obr. 150), což by mohlo být opět způsobeno polohou tohoto starého ramene v rámci povodí Labe, ale též jeho omezenou komunikací s řekou (viz kap. 6.7). Vyšší obsah tohoto kovu byl zaznamenán v sedimentech ze starého meandru ve Lžovicích, kde vyšší průměrnou koncentraci tohoto kovu vykazoval především profil A získaný v blízkosti ústí tohoto starého ramene do řeky. Nejvyšší hodnoty zde byly zaznamenány ve vrstvách 7 – 31 cm a 55 – 79 cm hlubokých, což poukazuje na opakované ukládání materiálu s vyšším obsahem tohoto kovu. V tomto odběrovém místě vykazovaly změřené koncentrace Ni i největší variability (tab. 40). Profil B, jehož celkový obsah niklu byl nižší, vykazoval nejvyšší hodnoty při povrchu sedimentu a dále pak v hloubce 19 – 31 cm a 79 – 103 cm. Jak je tedy patrné, oba získané profily se poněkud lišily. Z hlediska distribuce kovu v sedimentech jezera se pravděpodobně výrazně uplatnil vliv řeky v souvislosti se vzdáleností od ústí starého ramene do Labe.



Obr. 150: Koncentrace niklu – Ni v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

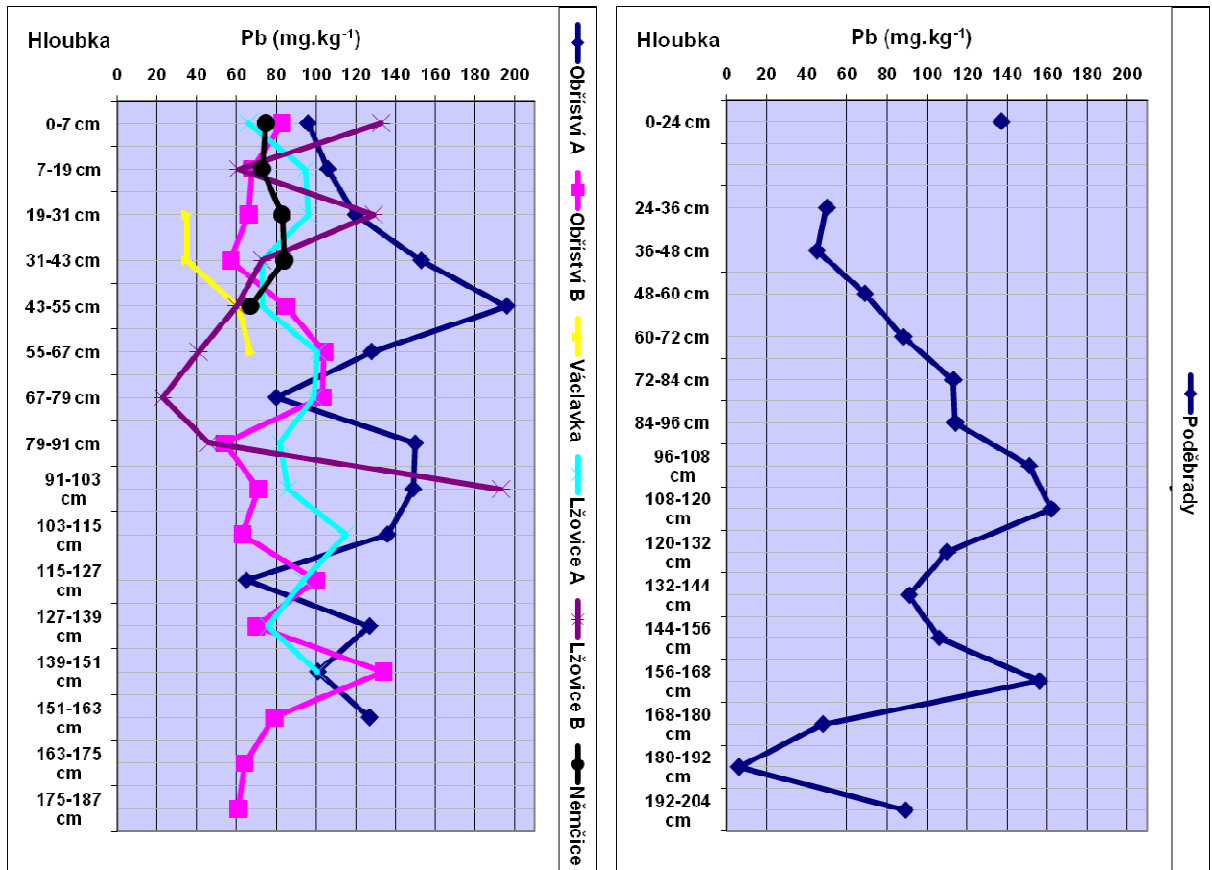
Srovnatelný obsah niklu v sedimentech byl zaznamenán i v jezeře Poděbrady (tab. 40), kde byly nejvyšší hodnoty zjištěny v povrchových vrstvách a dále v polohách 48 – 72 cm a 96 – 108 cm hlubokých. Nižší celkový obsah tohoto kovu byl stanoven v dávno od Labe

odděleném starém rameni Václavka, které nekomunikuje povrchově s řekou ani za pětileté vody. Výsledky měření koncentrací niklu v profilech odebraných v jezeře Obříství se zásadně lišily (obr. 150). Odběrové místo A ležící v blízkosti betonové hráze, kterou je staré rameno odděleno od řeky, vykazovalo nejvyšší průměrný obsah tohoto kovu a byla zde ve vrstvě 43 – 55 cm hluboké zaznamenána i koncentrace - 87 mg.kg^{-1} , která nebyla v žádném z dalších vzorků překonána. Vyšší obsahy niklu byly dále v tomto profilu stanoveny i v hloubce 19 – 31 cm, 55 – 67 cm a 79 – 91 cm. Ke kontaminaci zde tak pravděpodobně docházelo opakovaně za povodní, kdy byla betonová přelita a mohlo zde tak následně dojít k uložení suspenze znečištěné tímto kovem pocházejícím z blízkých antropogenních zdrojů znečištění (viz kap. 6.7). Naopak profil B vykazoval průměrný obsah niklu v porovnání se všemi zkoumanými profilem vůbec nejnižší (tab. 40); tento rozdíl obsahu niklu v sedimentech byl v rámci jednoho jezera poměrně překvapivý.

9.4.3.10 Pb - olovo

Jak je patrné z obrázku 151, koncentrace olova zaznamenané ve vzorcích sedimentu z jezera Němčice vykazovaly vzhledem k poloze starého ramene a jeho omezené komunikaci s Labem nižší hodnoty. Vyšší průměrný obsah tohoto kovu byl zaznamenan v obou zkoumaných profilech ze starého ramene Lžovice. Nárůst koncentrací byl v odběrovém místě A, které leželo při ústí jezera do řeky, zjištěn ve vrstvách 139 – 151 cm, 103 – 115 cm a 55 – 67 cm hlubokých. Naopak v profilu B byly nejvyšší hodnoty zaznamenaný při povrchu sedimentu a dále v hloubce 19 – 31 cm a 91 – 103 cm a toto odběrové místo vykazovalo i největší variabilitu naměřených hodnot. V případě tohoto jezera měla pravděpodobně na distribuci olova v sedimentech značný vliv řeka - kromě ukládání jemnozrnné frakce při ústí starého ramene do Labe mohlo dojít i k přepracování sedimentů za zvýšených průtoků. Vyšší obsah olova v sedimentu, než tomu bylo v jezeře Lžovice, byl zjištěn v profilu ze starého ramene v Poděbradech (tab. 40), které též povrchově komunikovalo s Labem. Nejvyšší koncentrace tohoto kovu zde byly stanoveny v hloubce 96 – 108 cm a 156 – 168 cm, což poukazovalo na starší opakovanou kontaminaci tohoto jezera. Hlavním zdrojem zde byla pravděpodobně vzhledem k poloze jezera uprostřed lužních lesů především řeka nesoucí znečištění pocházející nejspíše z nedalekých kolínských průmyslových podniků. Podobně jako v případě většiny stanovovaných kovů, i olovo vykazovalo ve vzorcích sedimentu odebraných v tůni Václavka nejnižší hodnoty. Brzké oddělení od řeky tak tuto tůň dokonale uchránilo před znečištěným Labem. Zcela odlišné zatížení olovem bylo zjištěno v profilech sedimentů odebraných v jezeře Obříství (tab. 40). Vzorky z odběrového místa A, které se nacházelo v blízkosti betonové hráze oddělující staré rameno od Labe, vykazovaly nejvyšší průměrnou koncentraci tohoto kovu v rámci všech zkoumaných profilů sedimentů a v hloubce 43 – 55 cm zde byla změřena i vůbec nejvyšší stanovená hodnota tohoto kovu - 196 mg.kg^{-1} , která nebyla v žádném dalším vzorku překročena.

Vyšší obsah olova byl v tomto profilu dále zjištěn ve vrstvách 31 – 43 cm a 79 – 91 cm hlubokých, což nasvědčuje opakovanému uložení kontaminovaného materiálu. Jezero tak bylo pravděpodobně zasaženo znečištěním, které produkovaly blízké průmyslové podniky (viz kap. 6.7). Naopak profil Obříství B vykazoval průměrný obsah olova výrazně nižší (tab. 40).

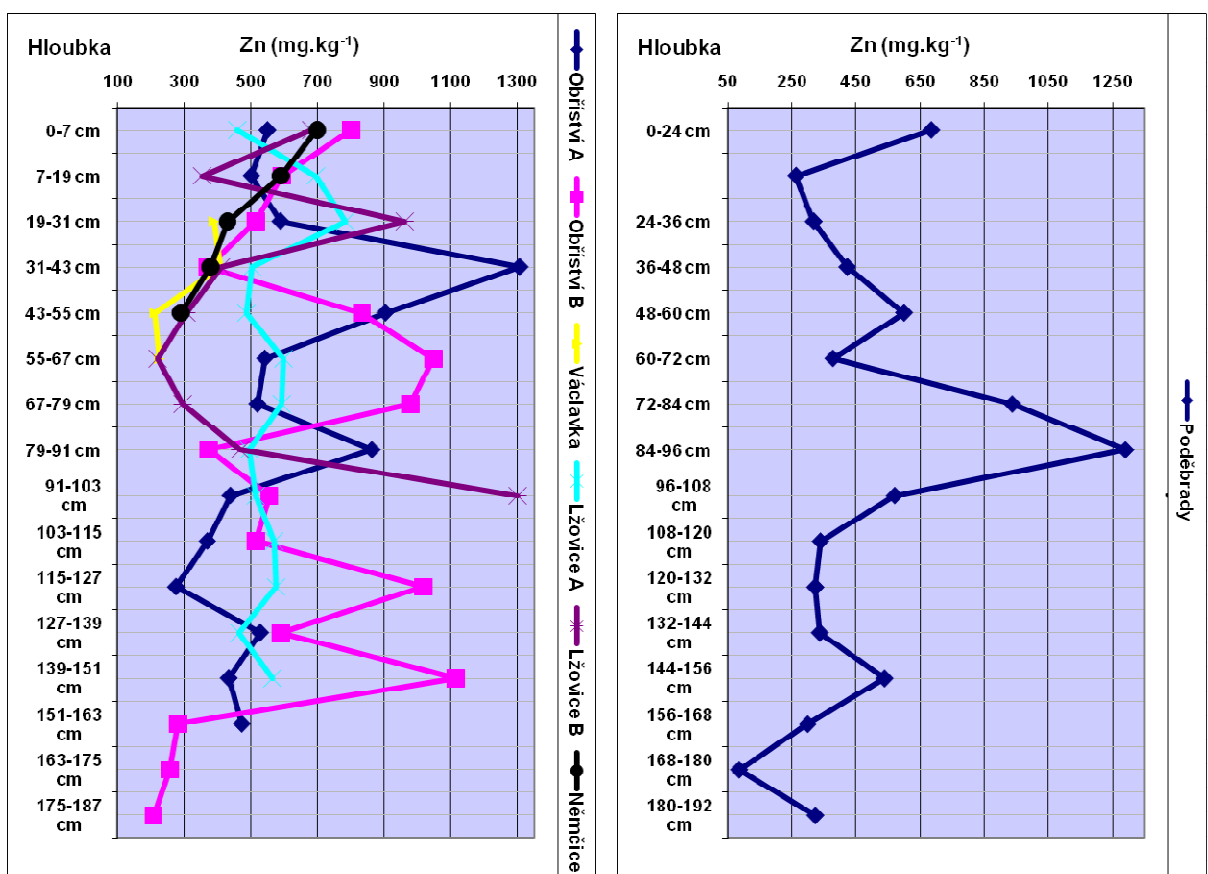


Obr. 151: Koncentrace olova – Pb v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

9.4.3.11 Zn - zinek

Jak je patrné z obrázku 152, ačkoliv svrchní vrstvy sedimentu v jezeře Němčice obsahovaly poměrně vyšší koncentrace zinku, průměrná hodnota zde odpovídala v porovnání s dalšími zkoumanými profily spíše nižšímu zatížení tímto kovem. Opět se zde patrně uplatnila poloha jezera a jeho poměrně omezená komunikace s Labem. Naopak staré rameno Lžovice, které bylo především v minulosti vystaveno značně kontaminované řece po průtoku pardubickou průmyslovou aglomerací (viz kap. 6.7), vykazovalo ve svých sedimentech výrazně vyšší obsah tohoto kovu (tab. 40). Nejvyšší hodnoty zde byly zaznamenány v profilu A, který byl odebrán poblíž ústí tohoto starého ramene do řeky, ve vrstvách hlubokých 7 – 31 cm a 55 – 67 cm. Naopak profil B se vyznačoval vyššími koncentracemi zinku při povrchu sedimentu a dále v polohách 19 – 31 cm a 91 – 103 cm hlubokých a byla zde zaznamenána i největší variabilita naměřených hodnot. Jak je tedy patrné, ačkoliv byly oba profily odebrány v jednom starém rameni, distribuce tohoto kovu se v sedimentu poměrně lišila. Určující vliv

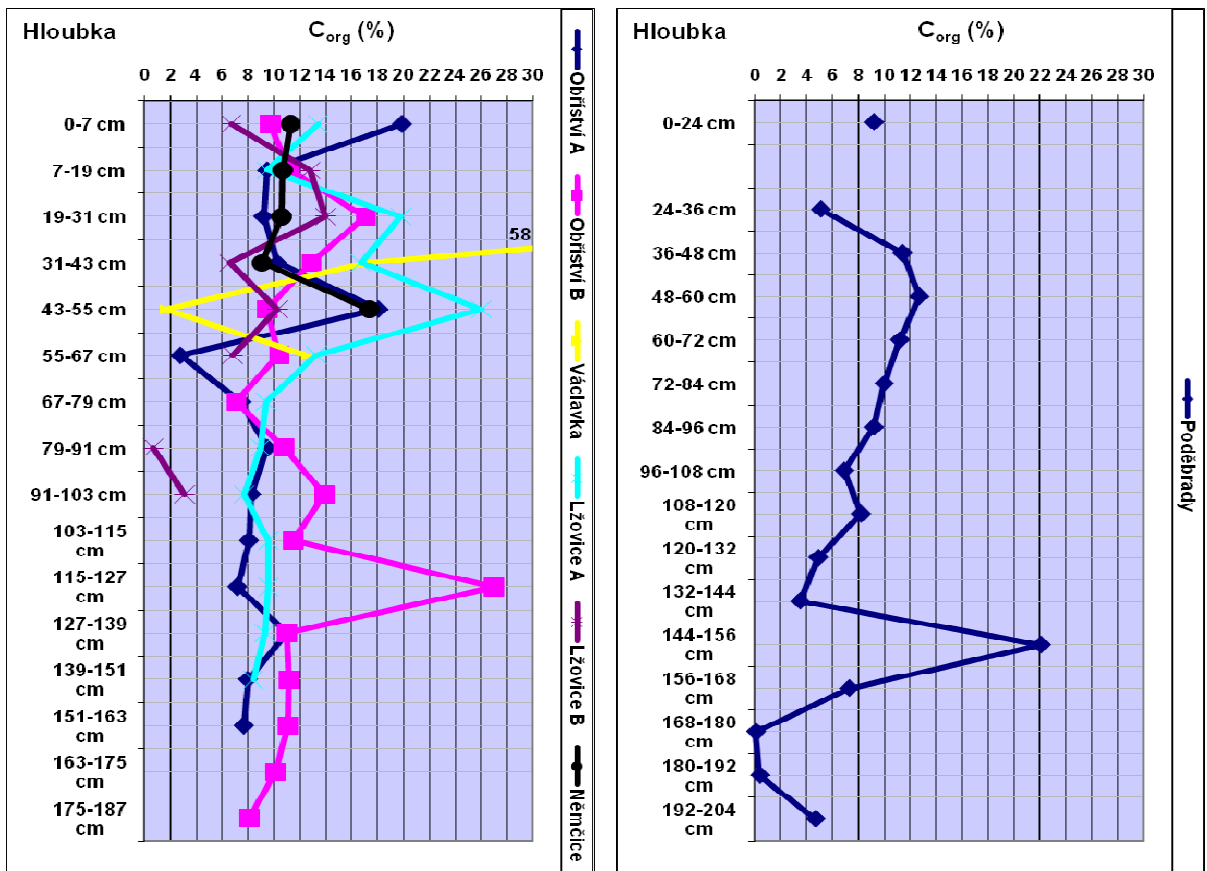
zde patrně měla řeka Labe, kde v blízkosti ústí starého ramene mohlo dojít mimo ukládání jemnozrné frakce i např. k přepracování sedimentu za vyšších průtoků. Nižší průměrný obsah zinku byl zjištěn v profilu z jezera Poděbrady, ačkoliv i zde byla ve vrstvách 84 – 108 cm hlubokých zaznamenána vyšší koncentrace. Tyto hodnoty tak pravděpodobně odpovídaly staršímu znečištění, které se v tomto s Labem stále spojeném starém rameni v minulých letech uložilo. Jezero Václavka vykazovalo podobně jako v případě ostatních stanovovaných kovů vůbec nejnižší průměrný obsah zinku (tab. 40). Opět se zde tedy projevilo brzké oddělení tohoto starého ramene od Labe, čímž bylo zamezeno ukládání kontaminované suspenze unášené řekou. Nejvyšší průměrný obsah zinku byl zjištěn v profilech odebraných v jezeře Obříství, které se nacházelo v blízkosti významných průmyslových znečišťovatelů Labe (viz kap. 6.7). Vůbec nejvyšší průměrná koncentrace tohoto kovu v rámci všech zkoumaných profilů sedimentů zde byla zaznamenána na rozdíl od ostatních stanovovaných kovů v profilu B, který byl získán v centrální části jezera. Nejvyšší hodnoty zde byly změřeny ve vrstvách 55 – 67 cm, 115 – 127 cm a 139 – 151 cm hlubokých. Ačkoliv profil A nevykazoval maximální průměrný obsah zinku, byla zde zjištěna vůbec nejvyšší stanovená koncentrace tohoto kovu – 1307 mg.kg⁻¹. Nejzatíženější vrstvy zde byly zaznamenány v hloubce 31 – 55 cm a 79 – 91 cm a jak je tedy patrné, distribuce tohoto kovu v sedimentech starého ramene v Obříství vykazovala jisté odlišnosti.



Obr. 152: Koncentrace zinku – Zn v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

9.4.3.12 Organický uhlík

Obsah organického uhlíku v jednotlivých vrstvách zkoumaných profilů popisuje obrázek 153. Ačkoliv nejhlubší vzorky z jezera v Němčicích vykazovaly poměrně vysoký obsah organického uhlíku, průměrná hodnota se zde blížila 12 %. V tomto téměř hypertrofním starém rameni (nejvyšší průměrná hodnota $CHSK_{Mn}$, P_{tot} a $P-PO_4$ vysoká hodnota BSK_5 , viz kap. 9.3.3) docházelo v posledních letech k masivnímu rozvoji okřehku, který během vegetačního období pokrýval značnou část hladiny. Podobně jako v případě obsahu vybraných kovů a arzenu v zrnitostní frakci $20 \mu m$, i v případě organického uhlíku byly v profilech sedimentů získaných ve starém labském rameni ve Lžovicích zaznamenány rozdíly. Profil A, který byl odebrán z míst v blízkosti ústí jezera do řeky, vykazoval podobnou hodnotu C_{org} , jaká byla zjištěna i v jezeře v Němčicích (tab. 40). Tato část starého ramene byla poměrně zanesena sedimenty, zúžena a značně oživena vodní vegetací. Nejvyšších hodnot C_{org} bylo v tomto profilu dosaženo ve vrstvách 19 – 55 cm hlubokých. Naopak profil B odebraný ve vzdálenější méně zanesené části jezera vykazoval průměrný obsah organického uhlíku vůbec nejnižší (tab. 40). Minimální obsah C_{org} zde byl zjištěn v zrnitějších vrstvách klasifikovaných jako písčité hlína uložené v hloubce 79 – 103 cm (viz kap. 9.4.2). Velmi nízká průměrná hodnota C_{org} byla zaznamenána i v profilu z jezera Poděbrady, které je poměrně zastíněno a nebyla zde proto pozorována výrazně rozvinutá vodní vegetace.



Obr. 153: Obsah organického uhlíku - C_{org} v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen

Vyšší hodnota C_{org} byla zjištěna především ve vrstvě 144 – 156 cm; ve vrstvách 168 – 192 cm hlubokých byl naopak zaznamenán vůbec nejnižší obsah organického uhlíku stanovený v rámci všech analyzovaných vzorků. Tyto vrstvy vykazovaly i zrnitější materiál klasifikovaný jako písek s příměsí jemnozrnné zeminy. Dávno od Labe oddělené jezero Václavka, které není ani za pětileté vody s řekou povrchově spojeno, vykazovalo v sedimentech vůbec nejvyšší průměrný obsah C_{org} s nejvyšší rozkolísaností hodnot ve zkoumaném profilu (tab. 40). V této mělké tůni se značně rozvinutou vegetací byly zjištěny z hlediska kvality vody i vysoké hodnoty BSK_5 a $CHSK_{Mn}$ poukazující na značné organické zatížení jezera. Podobně jako ve starém labském meandru u Lžovic, i profily sedimentu odebrané ve starém rameni Obříství se značně lišily. Vyšší obsah C_{org} zde byla zjištěn v místě Obříství B, které se nacházelo ve větší vzdálenosti od řeky, a ve kterém byly nejvyšší hodnoty organického uhlíku zaznamenány ve vrstvách 115 – 127 cm, 91 – 103 cm a 19 – 31 cm hlubokých. Naopak profil A umístěný nedaleko betonové hráze, která odděluje staré rameno od Labe, vykazoval průměrný obsah C_{org} nižší. Maximální hodnoty zde byly zjištěny při povrchu sedimentu a dále v hloubce 31 – 55 cm. V tomto značně oživeném starém rameni bylo při pravidelných analýzách povrchových vzorků vody zaznamenáno značně vysoké $CHSK_{Mn}$ a nejvyšší průměrná hodnota BSK_5 a $N-NO_3$ (viz kap. 9.3.3).

Lokalita	Koncentrace (mg.kg ⁻¹)											Obsah (%)
	Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	C _{org}
Němčice – délka profilu 67 cm												
průměr	2,3	20	0,8	121	61	944	0,44	400	31	76	478	11,8
max	4,2	20	1,4	142	70	947	0,50	425	33	84	700	17,4
min	0,4	20	0,3	100	48	938	0,38	368	30	67	291	9,1
směr. odch.	1,5	0	0,4	19	8	4	0,05	22	1	7	165	3,2
Lžovice A – délka profilu 151 cm												
průměr	11,2	20	4,6	232	209	890	3,99	531	38	89	563	12,4
max	24,0	20	6,9	310	394	896	7,13	623	43	115	785	26,0
min	4,3	20	1,4	110	123	878	1,12	443	35	66	461	7,7
směr. odch.	5,6	0	1,5	56	72	6	2,19	55	3	14	94	5,4
Lžovice B – délka profilu 103 cm												
průměr	8,5	20	2,2	137	97	900	2,66	540	33	84	557	7,6
max	32,7	20	5,6	319	229	905	5,10	704	40	193	1301	14,0
min	0,1	20	0,2	50	34	891	0,18	261	21	23	222	0,7
směr. odch.	9,7	0	2,1	88	60	5	1,99	195	6	55	361	4,6
Poděbrady – délka profilu 204 cm												
průměr	2,5	37	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483	7,9
max	11,0	79	5,8	219	186	924	7,40	783	46	162	1292	22,1
min	0,1	20	0,2	18	8	887	0,01	130	18	6	86	0,1
směr. odch.	2,9	22	1,9	52	48	9	2,17	152	6	44	295	5,3
Václavka – délka profilu 67 cm												
průměr	0,4	20	0,2	22	58	912	1,17	429	30	50	310	22,3
max	0,7	20	0,2	31	84	917	2,63	558	37	67	409	58,0
min	0,1	20	0,2	12	42	906	0,50	298	22	35	212	1,6
směr. odch.	0,3	0	0,0	10	20	5	0,99	149	7	17	104	24,7
Obříství A – délka profilu 163 cm												
průměr	5,8	25	3,1	125	121	928	1,36*	1072	43	124	594	9,8
max	21,0	56	6,2	268	210	933	2,20*	7285	87	196	1307	19,9
min	2,1	20	1,1	50	66	919	0,84*	422	28	65	277	2,8
směr. odch.	4,8	12	1,5	59	35	5	0,74*	1791	14	33	265	4,4
Obříství B – délka profilu 187 cm												
průměr	1,6	22	1,6	46	79	936	3,41	784	29	79	629	12,0
max	2,5	49	2,9	66	113	942	10,73	1926	39	134	1115	27,0
min	0,6	20	0,4	31	46	929	0,49	350	23	54	209	7,1
směr. odch.	0,6	7	0,8	12	19	4	3,17	540	5	22	301	4,6

Tab. 40: Koncentrace stanovených prvků v sedimentu zkoumaných starých ramen

(pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě Ag (< 0,3 mg.kg⁻¹), As (< 30 mg.kg⁻¹) a Cd (< 0,22 mg.kg⁻¹) brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám příslušného limitu; to vzhledem k častým podlimitním hodnotám As vysvětluje údaje v příslušném sloupci; * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje)

9.4.4 Statistické zhodnocení kvality sedimentů

Získané údaje o obsahu kovů, arzenu a organického uhlíku v sedimentech zkoumaných starých ramen byly analyzovány pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO for Windows 4.5. Data byla do programu importována pomocí WcanoImp, grafické výstupy pak byly provedeny v CANODRAW 3.1. (ter Braak, Šmilauer, 2002).

Rozhodnutí o použití lineární či unimodální mnohorozměrné analýzy bylo provedeno na základě detrendované korespondenční analýzy (DCA). Zjištěná délka gradientu ve zkoumaných datech ukázala, že lze vztahy mezi proměnnými aproximovat pomocí lineárních technik (blíže viz Herben, Münzbergová, 2003). Dále byla tedy používána nepřímá gradientová analýza - analýza hlavních komponent (PCA) a přímá gradientová analýza - redundantní analýzy (RDA) (Lepš, Šmilauer, 2000). V případě přímé ordinace byl průkazný vliv jednotlivých proměnných testován pomocí MonteCarlo permutačního testu.

Testována byla:

1. *závislost koncentrace kovů, arzenu a C_{org} na odběrovém místě*
(hloubka sedimentu odfiltrována)
2. *závislost koncentrace kovů, arzenu a C_{org} na hloubce odběru vzorku sedimentu*
(vliv odběrového místa odfiltrován)
3. *závislost koncentrace kovů, arzenu a C_{org} na hloubce odběru vzorku sedimentu v jednotlivých odběrových místech*

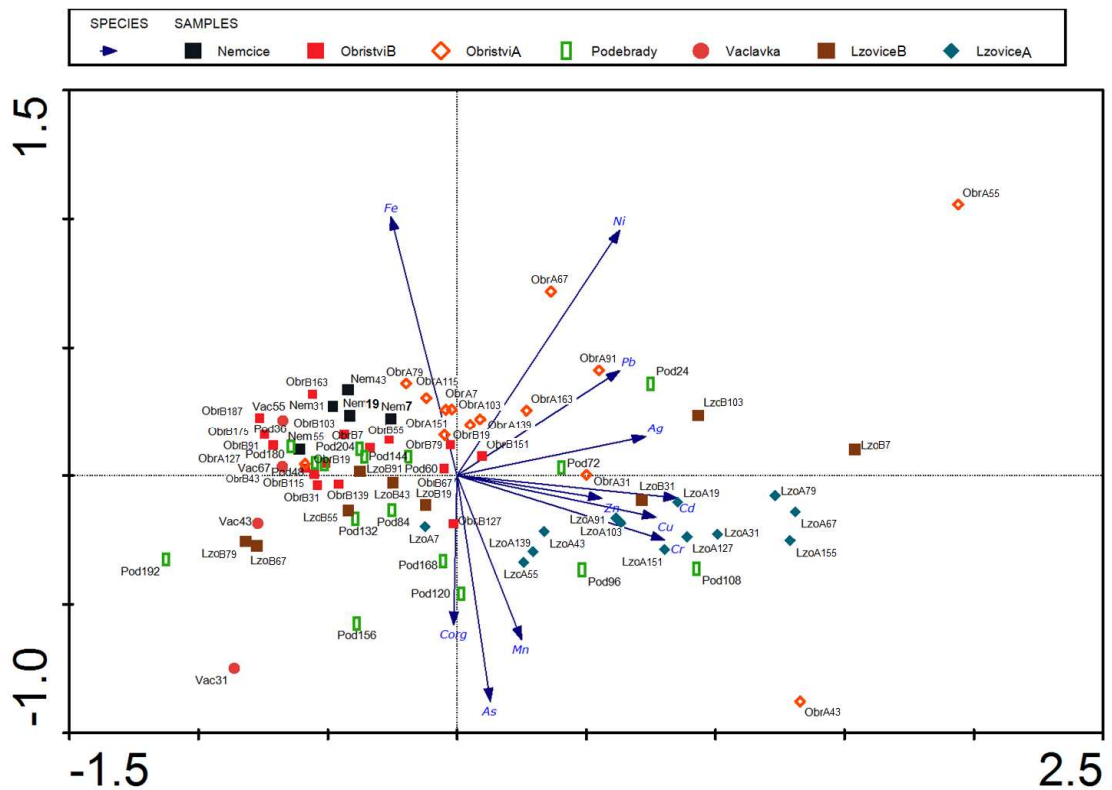
Jednotlivé vzorky byly kódovány tak, aby jednoznačně označily jak místo odběru v určitém zkoumaném jezeře, tak hloubku vrstvy, ze které byla chemická analýza provedena. Jak podrobně popisuje kapitola 9.4.1, odebrané profily sedimentu byly rozděleny do vrstev silných přibližně 10 cm. Číselná hodnota označující v obrázcích 154 a 157 - 165 jednotlivé vzorky tedy uvádí hloubku spodní hranice vrstvy sedimentu, ze které byl daný vzorek získán. Vzhledem k možnostem použitého odběrového zařízení a charakteru uloženého materiálu se ovšem v různých odběrových místech podařilo dosáhnout různé hloubky sedimentu. Vzhledem k tomu, že stanovení obsahu rtuti nebylo úspěšně provedeno ve všech polohách získaných profilů, nebylo statistické hodnocení pro tento kov zpracováno.

Závislost koncentrace kovů, arzenu a C_{org} na odběrovém místě

Pro zjištění podobnosti vzorků sedimentů a tedy i profilů získaných ve zkoumaných starých ramenech byla nejprve provedena metoda PCA, kdy naměřené hodnoty byly nejdříve standardizovány. Výsledky této analýzy přináší obr. 154, který zobrazuje polohu jednotlivých skóru vzorků sedimentu v mnohorozměrném prostoru s vyznačenými směry růstů koncentrací stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku. Blízkost jednotlivých vzorků vypovídá o podobném obsahu stanovovaných prvků, kolmý průmět těchto bodů na směr růstu obsahu stanovované látky pak popisuje koncentraci ve vzorcích, z čehož lze usuzovat na zatížení vrstev sedimentů jednotlivých starých ramen. Při tomto zpracování vysvětlila první ordinační osa popisující nejvýznamnější gradient v datech 42,9 % variability, druhá pak 18,4 % a první čtyři ordinační osy objasnilo 80,0 % variability v datech.

Jak je tedy z ordinačního diagramu patrné (obr. 154), 1. osa oddělila především ty vzorky sedimentu, ve kterých byl stanoven vysoký obsah kadmia, mědi, chromu, stříbra, zinku a olova. Vyšší obsahy těchto látek byly zjištěny především v profilu získaném v jezeře Lžovice v odběrovém místě A, které leželo v blízkosti ústí starého ramene do Labe. Jak prokázaly chemické rozbory, v hloubce 103 – 115 cm zde byly stanoveny např. vůbec nejvyšší koncentrace chromu a mědi změřené v rámci všech analyzovaných vzorků, vrstva hluboká 55 – 67 cm se naopak vyznačovala druhým nejvyšším zaznamenaným obsahem Ag a Cd (viz kap. 9.4.3). Naopak profil B získaný v odlehlejší části starého ramene vykazoval vyšší obsah zkoumaných prvků zejména v povrchové vrstvě sedimentu, kde byla změřena vůbec nejvyšší koncentrace stříbra a chromu. V hloubce 91 – 103 cm zde byl pak zjištěn druhý nejvyšší stanovený obsah Pb a Zn. Ostatní polohy tohoto profilu vykazovaly výrazně nižší koncentrace zkoumaných prvků (obr. 154). Vzhledem k poloze jezera pod pardubickou průmyslovou aglomerací a jeho povrchovému spojení s Labem zde tak pravděpodobně docházelo opakovaně ke kontaminaci, kdy se především při ústí starého ramene do Labe ukládala znečištěná jemná suspenze přinášená řekou. Jak dále obr. 154 popisuje, druhá ordinační osa vydělila vzorky vyznačující se především vyšším obsahem železa a niklu a nárůstem obsahu organického uhlíku, arzénu a manganu. Ačkoliv byly vyšší hodnoty Cd, Cu, Zn a Pb stanovovány v některých vzorcích sedimentu ze starého ramene v Poděbradech, řada vrstev se zde vyznačovala především vyšším obsahem arzénu a v hloubce 108 – 120 cm byla v tomto profilu stanovena vůbec nejvyšší naměřená koncentrace tohoto polokovu v rámci všech vzorků. Některé vrstvy zde ovšem vykazovaly poměrně nízké hodnoty měřených prvků, proto jsou v ordinačním diagramu umístěny na opačném pólu. Podobně jako v případě profilu z odběrového místa Lžovice B vykazoval i tento profil poměrně rozdílné zatížení jednotlivých vrstev sedimentu. Profil sedimentu odebraný ve starém rameni Obříství v odběrovém místě A se vyznačoval především vyšším obsahem niklu, manganu, olova, ale také zinku, kadmia a dalších kovů. Ve vrstvě 31 – 43 cm hluboké zde byl určen vůbec nejvyšší změřený obsah Mn a Zn, maximální hodnoty Ni a Pb v rámci všech analyzovaných vzorků byly naopak zjištěny v hloubce 43 – 55 cm. V této vrstvě byla ovšem stanovena i druhá nejvyšší koncentrace Cd. Naopak profil B odebraný ve větší vzdálenosti od řeky vykazoval až na výjimky spíše nižší hodnoty těchto stanovovaných prvků, což je vyjádřeno i umístěním jednotlivých vzorků opačně od směru růstu koncentrací těchto látek (obr. 154). Ačkoliv toto staré rameno komunikuje povrchově s Labem pouze za vyšších průtoků, i zde se patrně za povodní uplatnila v oblasti odběrového místa A opakovaná sedimentace znečištěné suspenze, která byla kontaminována antropogenním znečištěním produkovaným v blízkých průmyslových podnicích. Jak dále obr. 154. znázorňuje, nižší koncentrace řady stanovovaných prvků byly zaznamenány především v tůni Václavka, která v současnosti povrchově nekomunikuje s Labem ani za pětileté vody. Vzhledem k velmi rozvinutému oživení tohoto značně zazemněného jezera zde byl zjištěn ve vrstvě hluboké 19 – 31 cm mnohonásobně vyšší obsah organického uhlíku, který nebyl v žádném dalším vzorku překonán. Nižší obsah

stanovovaných prvků byl zaznamenán i v sedimentech z jezera Němčice, jehož komunikace s řekou byla poměrně omezena. Toto staré rameno se nachází před pardubickou průmyslovou aglomerací, která byla zejména v minulosti zdrojem silného znečištění Labe (viz kap. 6.7).

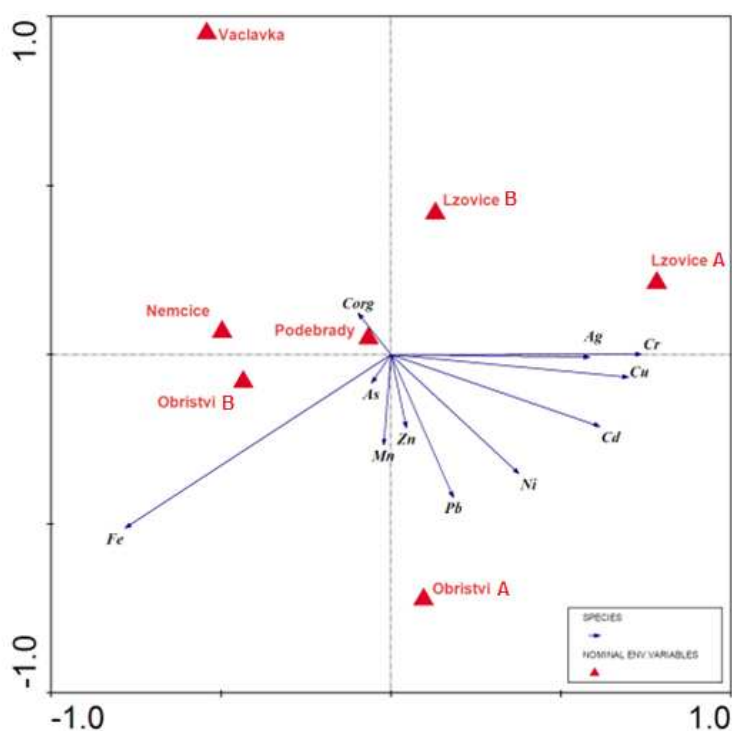


Obr. 154: Ordinační diagram PCA analýzy popisující polohu jednotlivých vzorků sedimentu podle naměřených koncentrací stanovovaných prvků

Dále byla provedena analýza závislosti koncentrací kovů, arzenu a organického uhlíku na místě odběru profilu sedimentu. Pro tento účel zpracování byla hloubka jednotlivých vzorků sedimentu použita jako kovariáta a její vliv byl tak odfiltrován. Závislé proměnné představovaly koncentrace stanovovaných prvků, nezávislé proměnné pak odběrová místa, ze kterých byl určitý profil sedimentu získán. První kanonická osa popisující hlavní směr variability dat daný místem odběru vysvětlila 23,2 % a výsledek MonteCarlo permutačního testu potvrdil průkaznost této analýzy ($P = 0,0020$). Grafické znázornění výsledků analýzy přináší obr. 155. Vzhledem k blízkosti umístění odběrových míst byla jistá podobnost zaznamenána především v případě profilu Obríství B a sedimentů získaných z jezera v Němčicích. Vzorky z těchto odběrových míst se vyznačovaly podobnou kombinací hodnot stanovovaných prvků, které se, jak je z obr. 155 patrné, od dalších hodnocených profilů lišily např. nižším obsahem Ag, Cr, Cu a Cd a naopak se vyznačovaly vyšším obsahem železa (viz kap. 9.4.3). Zcela výsadní postavení zaujímal např. profil sedimentu získaný z tůň Václavka, který se vyznačoval nejnižšími průměrnými hodnotami řady stanovovaných kovů a arzenu. V sedimentech tohoto jezera byl ovšem vzhledem k jeho značně rozvinuté vegetaci zjištěn

nejvyšší průměrný obsah organického uhlíku. Vyšší koncentrace měřených prvků byly naopak zaznamenávány především v odběrových místech Obříství A a Lžovice A. Jak je ovšem z obrázku 155 patrné, tyto profily se kombinací prvků, které zde dosahovaly nejvyšších hodnot, zcela odlišovaly. Sediment z místa Obříství A vykazoval nejvyšší obsah Pb, Ni, Mn a Zn a tyto kovy zde s výjimkou Zn dosahovaly i maximálních průměrných koncentrací zjištěných v rámci všech hodnocených profilů. Sediment z místa Lžovice A se naopak vyznačoval nejvyššími průměrnými obsahy Ag, Cr, Cu a Cd, které nebyly v žádném dalším profilu překonány (viz kap. 9.4.3). Ačkoliv např. povrchová vrstva sedimentu získaná v odběrovém místě Lžovice B vykazovala nejvyšší změřené koncentrace Ag a Cr, ve většině vzorků zde byly hodnoty stanovovaných kovů a arzenu nižší, což dokladuje umístění tohoto profilu v ordinačním diagramu (obr. 155). Celkově nižší hodnoty některých měřených prvků byly dále zaznamenávány i v profilu sedimentu z jezera Poděbrady.

Jak tedy z uvedeného vyplývá, nejvyšší koncentrace zkoumaných kovů vykazovaly



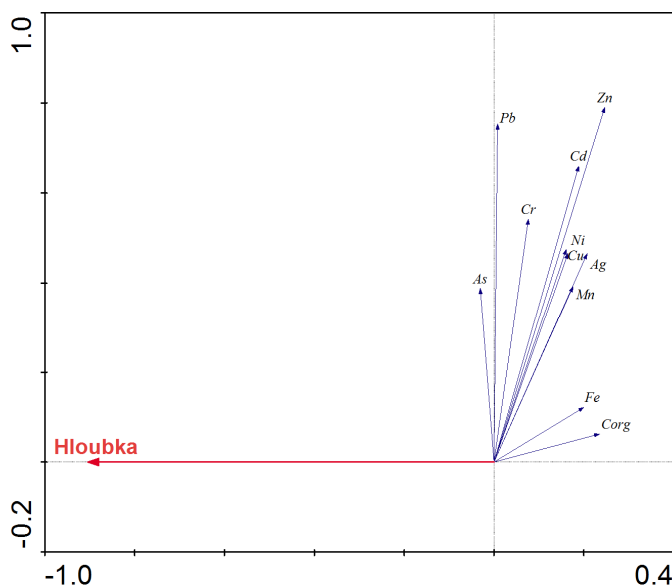
především ty profily sedimentu, které byly odebrány ve starých ramenech ve Lžovicích a v Obříství v blízkosti řeky a byly tak pravděpodobně značně kontaminovány jemnou suspenzí obsahující znečištění, které bylo produkováno v blízkých průmyslových podnicích (viz kap. 6.7). Jak dále analýzy prokázaly, distribuce zkoumaných látek v sedimentu se i v rámci jednoho jezera výrazně lišila.

Obr. 155: RDA ordinační závislosti obsahu stanovovaných prvků na místě odběru profilu sedimentu

Závislost koncentrace kovů, arzenu a C_{org} na hloubce odběru vzorku sedimentu

Přímá metoda RDA byla dále využita k posouzení závislosti koncentrací stanovovaných prvků na rostoucí hloubce sedimentu. Vzhledem k faktu, že obsah měřených kovů, arzenu a organického uhlíku průkazně závisel na tom, kde byl profil sedimentu získán, bylo pro tuto analýzu místo odběru použito jako kovariáta a jeho vliv tak byl odfiltrován. Výsledek testu byl průkazný ($P=0,0060$), nicméně vysvětleny byly pouze 3 % variability, kdy nebyly postiženy hlavní gradienty v datech. Jak tedy z obr. 156 vyplývá, s rostoucí hloubkou

sedimentu se prokazatelně snižoval především obsah organického uhlíku a zinku, naopak v případě ostatních stanovovaných kovů a arzenu byl nárůst jejich koncentrace na rostoucí hloubce sedimentu spíše nezávislý. Tento výsledek tak poukazuje především na fakt, že v různých odběrových místech byl nárůst obsahu určitých zkoumaných kovů a arzenu



zaznamenán v odlišných hloubkách sedimentu, což mohlo odpovídat rozdílné kontaminaci jezer pocházející z jiných zdrojů znečištění umístěných v různé vzdálenosti, ale také jejich odlišné dynamice zanášení určené především intenzitou jejich komunikace s Labem, a rovněž též využitím okolních pozemků; za povodní mohlo dojít v blízkosti řeky i k přepracování uloženého materiálu.

Obr. 156: RDA ordinace závislosti obsahu stanovovaných prvků na rostoucí hloubce sedimentu

Závislost koncentrace kovů, arzenu a C_{org} na hloubce odběru vzorku sedimentu v jednotlivých odběrových místech

Vzájemné srovnání vztahů koncentrací stanovovaných prvků ve vzorcích sedimentů z každé analyzované vrstvy profilu získaného z jednoho odběrového místa bylo provedeno nepřímou metodou hlavních komponent (PCA). Jednotlivé parametry byly nejprve standardizovány, grafické výstupy vytvořeného mnohorozměrného prostoru pak znázorňují obrázky 157, 159, 161, 162, 164 a 165. Malá vzájemná vzdálenost určitých vzorků sedimentu v ordinačním diagramu vypovídá o podobných hodnotách určovaných prvků, kolmý průmět na směr nárůstu obsahu měřené látky pak popisuje koncentraci ve vzorku. Vzhledem k tomu, že v případě jezera Václavka bylo možné analýzy provést pouze ze 4 vrstev sedimentu, nebyl tento profil analyzován.

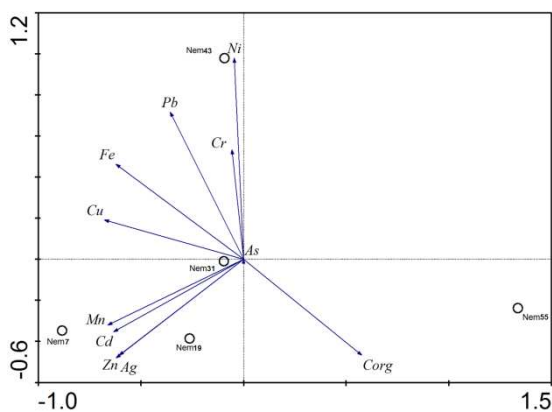
Technikou přímé ordinace (RDA) byla dále v jednotlivých odběrových místech testována závislost koncentrace stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku na rostoucí hloubce odběru sedimentu. Tato přímá ordinace vyšla ovšem průkazně pouze v případě profilu sedimentu z jezera Němčice, v odběrovém místě Lžovice A a v profilu ze starého labského ramene v Poděbradech (obr. 158, 160 a 163). Souhlasná orientace směru nárůstu koncentrace měřeného prvku vypovídala o pozitivní závislosti na rostoucí hloubce.

V případě profilu získaného ze starého labského ramene v Němčicích bylo za využití metody PCA první ordinační osou vysvětleno 53,1 % variability dat, druhá ordinační osa objasnila 25,7 %. První čtyři osy pak společně vysvětlily celkem 90,0 % variability v datech. Jak je

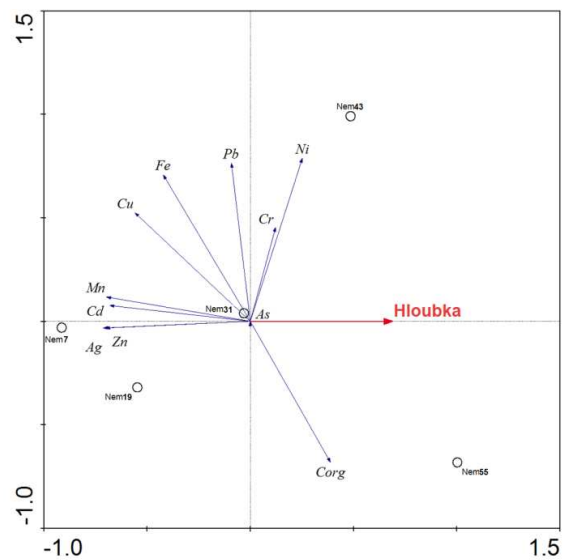
z obr. 157 patrné, v povrchové vrstvě sedimentu byl zaznamenán nejvyšší obsah Mn, Cd, Zn a Ag a tyto prvky byly ve vzorcích sedimentu z tohoto místa pozitivně korelovány. Vzorek z hloubky 31 – 43 cm se vyznačoval nejvyššími hodnotami niklu, chromu, olova a železa a maximální obsah organického uhlíku byl pak stanoven v nejhlubší vrstvě tohoto profilu.

Analýza RDA závislosti koncentrací stanovovaných prvků na hloubce sedimentu byla v případě profilu z jezera v Němčicích průkazná ($P = 0,0140$) a první kanonická osa vysvětlila 47,5 % variability v datech. Jak znázorňuje obrázek 158, s výjimkou niklu, chromu a organického uhlíku vykazovaly měřené prvky na hloubce sedimentu závislost negativní, a to především v případě Cd, Mn, Ag a Zn.

Podrobný průběh koncentrací stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku v profilu sedimentu z jezera Němčice uvádí kapitola 9.4.3.



Obr. 157: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z jezera Němčice

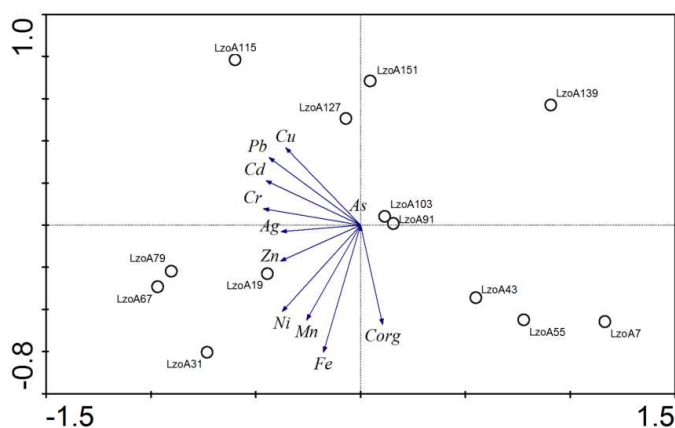


Obr. 158: RDA ordinace závislosti obsahu měřených prvků na hloubce sedimentu v jezeře Němčice

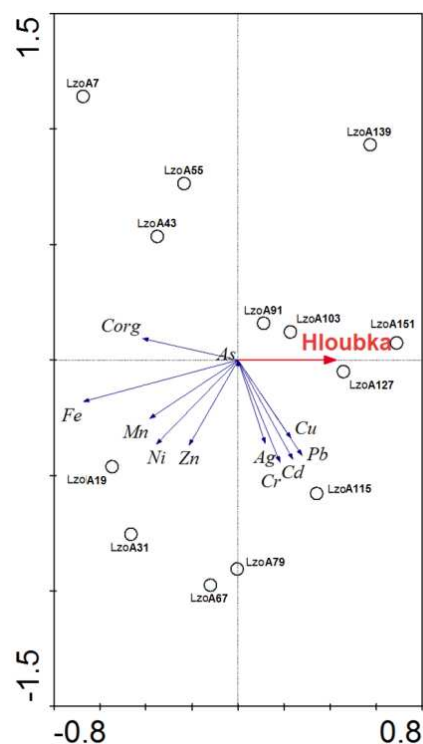
Srovnání obsahu stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku ve vzorcích sedimentu z profilu získaného z odběrového místa A, které v jezeře Lžovice leželo v blízkosti ústí starého ramene do řeky, přináší obrázek 159. Při využití PCA techniky vysvětlila první ordinační osa 46,0 % variability v datech, což bylo ve srovnání s výsledky tohoto testu v případě dalších hodnocených profilů nejméně. Druhá ordinační osa objasnila 21,1 % variability koncentrací měřených prvků a čtyři hlavní osy pak 84,4 %, což bylo opět ve srovnání s výsledky této statistické analýzy dalších profilů sedimentů nejméně. Jak je z obr. 159 patrné, první ordinační osa oddělila především ty vzorky sedimentu, ve kterých byly zjištěny nízké koncentrace stanovovaných látek. Naopak vrstvy sedimentu umístěné v ordinačním diagramu ve směru nárůstu hodnot měřených prvků vykazovaly obsah stanovovaných látek vyšší. Jak je uvedeno v kapitole 9.4.3, vzorek z hloubky 103 – 115 cm se tak např. vyznačoval nejvyšším obsahem Cd, Cu a Pb. V sedimentu 55 – 67 cm hlubokém byl zjištěn maximální obsah Ag a

Mn, ale i vysoké hodnoty Cd, Cr, Pb a Fe a materiál uložený 67 – 79 cm hluboko vykazoval nejvyšší obsah Cr a Ni, ale i vysoké koncentrace Ag a Mn. Nejvyšší obsah Zn a Fe a značně vysoké hodnoty Ni a C_{org} byly pak v tomto profilu zaznamenány 19 – 31 cm hluboko. Umístění vzorů sedimentu v ordinačním diagramu vypovídá ovšem o hodnotách všech měřených látek. Vzhledem k vzájemnému umístění vzorků si byl svým nižším obsahem stanovovaných látek podobný především sediment uložený 79 – 91 cm a 91 – 103 cm hluboko. Jak dále obr. 159 ukazuje, podobná orientace směru růstu hodnot měřených látek v tomto profilu vypovídala o jejich vzájemné pozitivní korelaci v analyzovaných vrstvách sedimentu. V případě kolmých směrů nebyl mezi prvky zjištěn žádný vztah.

Z hlediska určení závislosti koncentrací stanovovaných prvků na hloubce sedimentu metodou přímé ordinace RDA se tento vztah v případě profilu získaného z odběrového místa Lžovice A podařilo prokázat a první kanonická osa vysvětlila 18,1 % variability v datech (obr. 160). Pozitivní závislost na hloubce byla prokázána především v případě Cu, Pb, Cd, Cr a Ag, naopak obsah Zn, Ni, Mn a především Fe a C_{org}, jehož nejvyšší hodnoty byly zaznamenány ve vrstvách 31 – 55 cm hlubokých, byl hloubkou ovlivněn negativně.



Obr. 159: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Lžovice A

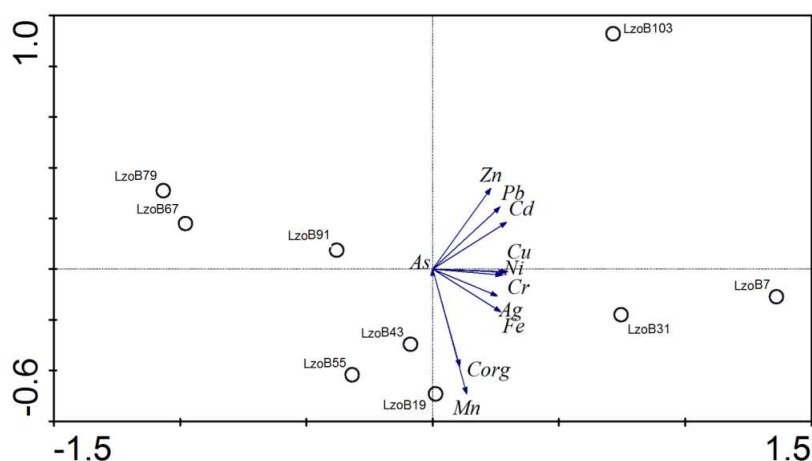


Obr. 160: RDA ordinace závislosti obsahu měřených prvků na hloubce sedimentu v profilu Lžovice A

Znázornění obsahu stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku ve vzorcích sedimentu z profilu Lžovice B, který se nacházel ve vzdálenější části jezera od Labe, popisuje obrázek 161. Při využití PCA techniky vysvětlila první ordinační osa 58,6 % variability v datech, druhá pak 17,1 % a čtyři hlavní ordinační osy pak vysvětlily 88,9 % variability obsahu stanovovaných prvků ve vzorcích sedimentu z tohoto profilu. Jak znázorňuje obr. 161, první ordinační osa vydělila především ty vzorky sedimentu, ve kterých byl zaznamenán výrazně vyšší obsah stanovovaných látek. Jak je popsáno v kapitole 9.4.3, povrchový sediment se

v tomto profilu vyznačoval nejvyššími koncentracemi Ag a Cr, kdy tyto hodnoty nebyly v žádném dalším profilu překonány. Tato vrstva ovšem obsahovala i nejvyšší koncentraci Cd, Cu, Fe a Ni a vysoký obsah Pb. Ve vzorku z hloubky 19 – 31 cm byly naopak zjištěny maximální hodnoty Mn a C_{org} a vysoký obsah Ag, Cr, Cu a Zn. Sediment uložený 91 – 103 cm hluboko pak vykazoval největší množství Pb a Zn a vysoké koncentrace Cd a Ni. Nejvyšší koncentrace stanovených prvků tak byly v tomto profilu zaznamenány pouze v několika vrstvách. Výsledné umístění vzorku v ordinačním diagramu odpovídá ovšem hodnotám všech měřených látek. Podobná orientace směru růstu koncentrací prvků poukazyvala na jejich pozitivní korelaci v analyzovaných vzorcích, což bylo patrné zejména v případě Cu, Ni a Cr, ale i Zn, Pb a Cd, nebo Mn a C_{org} apod. V případě kolmých směrů nebyl mezi stanovenými látkami žádný vztah.

Z hlediska určení závislosti koncentrací stanovených prvků na hloubce metodou přímé ordinace RDA se tento vztah v případě profilu získaného z odběrového místa Lžovice B nepodařilo prokázat ($P = 0,0920$).

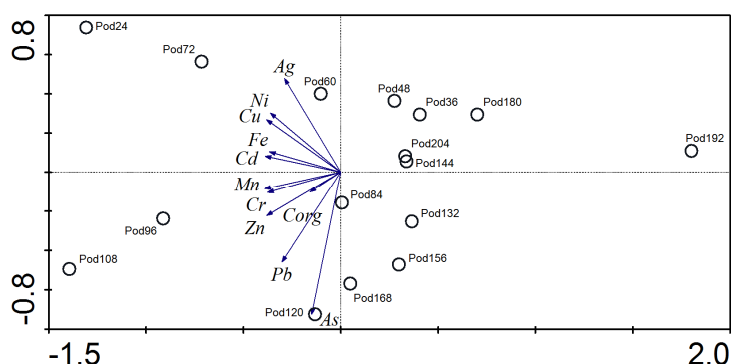


Obr. 161: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Lžovice B

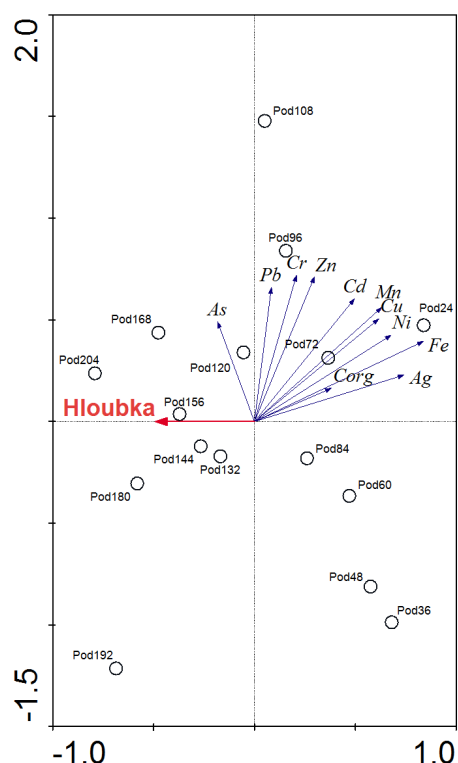
V případě profilu sedimentu odebraného z jezera Poděbrady vysvětlila za použití metody nepřímé ordinace PCA první ordinační osa 59,1 % variability v datech, což bylo ve srovnání s výsledky této statistické analýzy v případě dalších zkoumaných profilů stejně jako v odběrovém místě Obříství A nejvíce. Druhá ordinační osa objasnila 17,6 % a čtyři hlavní ordinační osy pak vysvětlily 92,2 % variability obsahu stanovených prvků ve vzorcích sedimentu tohoto profilu, což bylo opět v porovnání s dalšími odběrovými místy nejvíce. Jak znázorňuje obr. 162, první ordinační osa vydělila vrstvy sedimentu, ve kterých byl zaznamenán výrazně nižší obsah měřených látek. Vyšší koncentrace vykazovaly naopak ty vzorky, které byly umístěny ve směru růstu hodnot stanovených prvků. Jak je popsáno v kapitole 9.4.3, do hloubky 24 cm byly např. v tomto profilu změřeny nejvyšší koncentrace Ag, Fe a Ni a značně vysoký obsah Cd a Cu. Vzorek z hloubky 50 – 72 cm se naopak vyznačoval nejvyšším obsahem Cu, ale i vysokou koncentrací Ag. Vrstva uložená 96 – 108 cm hluboko pak vykazovala nejvyšší obsah Cd, Cr, Mn a Zn, ale i značné množství As, Fe a

Ni. V sedimentu z hloubky 108 – 120 cm byl zaznamenán největší obsah As, který nebyl v žádném dalším profilu překonán, ale i nejvyšší koncentrace Pb v rámci tohoto odběrového místa. Umístění vzorků v ordinačním diagramu odpovídá ovšem koncentracím všech stanovovaných látek. Vzájemně podobné složení s nižšími hodnotami stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku vykazovaly především vrstvy sedimentu odebrané z hloubky 132 – 144 cm a 192 – 204 cm, neboť jejich vzorky se v ordinačním diagramu překrývaly. Podobná orientace směrů růstu hodnot měřených látek pak poukazovala na jejich pozitivní korelaci ve vzorcích sedimentu tohoto profilu, což bylo patrné především v případě Cr a Mn, Fe a Cd a Cu a Ni. V případě kolmých směrů nebyl mezi prvky žádný vztah.

Analýza závislosti koncentrací stanovovaných látek na hloubce sedimentu vyšla v případě profilu odebraného ze starého ramene v Poděbradech průkazně ($P = 0,0140$) a první kanonická osa zde vysvětlila 24,0 % variability v datech (obr. 163). Negativní závislost na rostoucí hloubce sedimentu byla prokázána v případě všech stanovovaných kovů a organického uhlíku, naopak pozitivní vztah vykazoval pouze arzén.



Obr. 162: PCA ordinační obsah měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z jezera Poděbrady

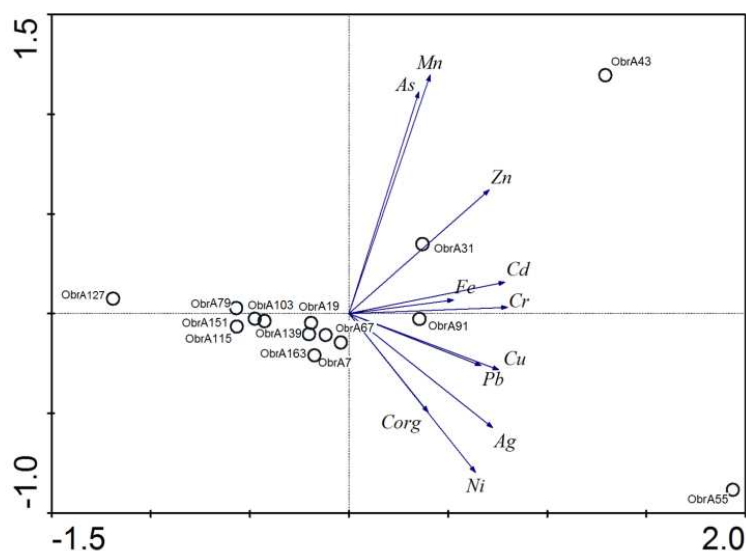


Obr. 163: RDA ordinační závislosti obsahu měřených prvků na hloubce sedimentu v jezeře Poděbrady

Porovnání koncentrací stanovovaných prvků v jednotlivých vrstvách profilu sedimentu získaného v odběrovém místě Obříství A, které leželo nedaleko snadno přelévané betonové hráze oddělující staré rameno od řeky, znázorňuje obrázek 164. Při využití PCA techniky vysvětlila první ordinační osa 59,1 % variability v datech, což bylo stejně jako v případě výsledků analýz z jezera Poděbrady ve srovnání s dalšími zkoumanými odběrovými místy nejvíce. Druhá ordinační osa objasnila 17,4 % a čtyři hlavní osy pak vysvětlily 90,7 % variability koncentrací stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku. Jak je z obr. 164 patrné, první ordinační osa oddělila především ty vzorky sedimentu, ve kterých byly zjištěny vysoké koncentrace stanovovaných prvků. Jak uvádí kapitola 9.4.3, vrstva sedimentu uložená 43 – 55 cm hluboko se vyznačovala maximálním obsahem Ag, Cd, Cr, Cu, Ni a Pb, kdy takto

vysoký obsah Ni a Pb nebyl zjištěn v žádném dalším zkoumaném profilu; v tomto vzorku byly ovšem zaznamenány i vysoké koncentrace Zn a C_{org} . Vrstva hluboká 31 – 43 cm naopak vykazovala vůbec nejvyšší změřené množství Mn a Zn v rámci všech odběrových míst, ale také vysoký obsah Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe a Pb. Výsledné umístění vzorků v ordinačním diagramu ovšem odráží hodnotu všech měřených prvků. Profil Obříství A se dále vyznačoval podobným obsahem zkoumaných prvků v několika analyzovaných vrstvách sedimentu, kde měřené látky dosahovaly spíše nižších koncentrací. Největší podobnost zde byla zaznamenána především v případě vrstev z hloubky 91 – 103 cm a 103 – 115 cm a dále v sedimentech uložených 7 – 19 cm a 127 – 139 cm hluboko, neboť jejich vzorky se v uvedeném ordinačním diagramu překrývaly. Podobná orientace směru nárůstu hodnot měřených látek pak vypovídala o jejich pozitivní korelaci ve vzorcích z tohoto odběrového místa, což zde bylo patrné především v případě Pb a Cu, As a Mn apod. V případě kolmých směrů nebyl mezi prvky žádný vztah (obr. 164).

Závislost obsahu stanovovaných prvků na hloubce sedimentu, která byla testována přímou technikou RDA, se v případě profilu odebraného v místě Obříství A nepodařilo prokázat ($P = 0,0660$).

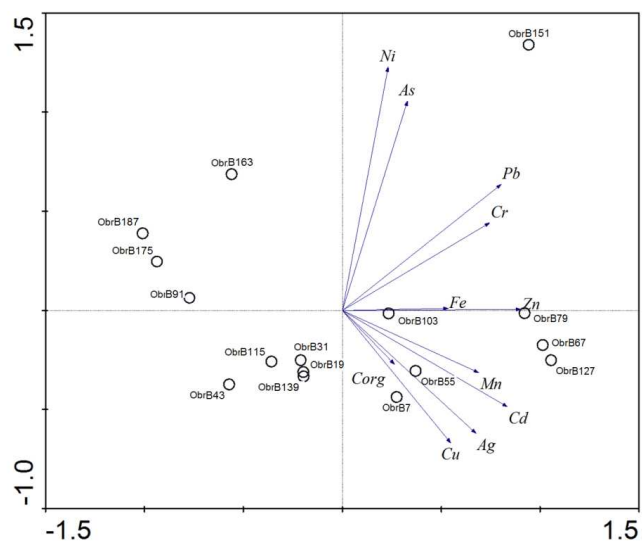


Obr. 164: PCA ordinační diagram obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Obříství A

Vztahy mezi naměřenými hodnotami určených kovů, arzénu a organického uhlíku v jednotlivých vrstvách profilu sedimentu získaného z odběrového místa Obříství B znázorňuje obr. 165. První ordinační osa vysvětlující hlavní gradient v datech zde objasnila 47,1 % variability, druhá pak 20,9 % a všechny čtyři hlavní ordinační osy pak vysvětlily 88,0 % variability koncentrací stanovovaných kovů, arzénu a organického uhlíku ve všech analyzovaných vrstvách sedimentu. Jak je z obr. 165 patrné, první ordinační osa oddělila především ty vrstvy sedimentu, ve kterých byly zaznamenány vyšší hodnoty měřených prvků. Jak uvádí kapitola 9.4.3, sediment z hloubky 139 – 151 cm se vyznačoval nejvyšším obsahem As, Ni, Pb a Zn, ale i vysokou koncentrací Cr. Vrstva uložená 55 – 67 cm hluboko obsahovala

maximální množství Fe a Mn, ale i vysoký obsah Cd, Pb a Zn a v uloženém materiálu z hloubky 43 – 55 cm byla např. zaznamenána nejvyšší koncentrace Ag a vysoký obsah Cu. Výsledné umístění vzorku v ordinačním diagramu ovšem odpovídá hodnotám všech měřených prvků. Srovnatelný nižší obsah stanovovaných látek vykazovaly vzorky sedimentu získané z hloubky 19 – 31 cm a především 7 – 19 cm a 127 – 139 cm, neboť se v ordinačním diagramu překrývaly. Jak obr. 165 naznačuje, podobný směr nárůstu hodnot stanovovaných látek vypovídal o pozitivní korelaci prvků v analyzovaných vrstvách tohoto profilu; v případě kolmých směrů nebyl mezi měřenými látkami žádný vztah.

Závislost obsahu stanovovaných prvků na hloubce sedimentu, která byla testována přímou technikou RDA, se v případě tohoto profilu získaného v odběrovém místě Obříství B nepodařilo prokázat ($P = 0,0840$).



Obr. 165: PCA ordinance obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Obříství B

9.4.5 Zhodnocení kontaminace sedimentů

Pro objektivní zhodnocení znečištění sedimentů zkoumaných starých ramen vybranými prvky bylo použito několika přístupů:

1. Srovnání s mezinárodně uznávanými požadovými koncentracemi prvků v částech zemské kůry podle K. K. Turekiana a K. H. Wedepohla (1961), resp. porovnání s obsahem vybraných kovů a arzenu v přírodním jílovitém sedimentu a výpočet *geoakumulačního indexu* - I_{geo} (Müller, 1979) podle následujícího vztahu, který umožňuje zařazení do třídy znečištění

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 * B_n}$$

C_n = změřená koncentrace stanovovaného prvku

B_n = požadová koncentrace stanovovaného prvku v přírodním jílovitém sedimentu (Turekian, Wedepohl, 1961)

koeficient 1,5 upravuje přirozenou variabilitu prostředí

2. Srovnání s požadovými hodnotami určenými v rámci programu *ARGE Elbe* (Arbeitsgemeinschaft für Reinhaltung der Elbe; od 4. 3. 2004 FGG Elbe – Fließsgebietsgemeinschaft Elbe sdružující 10 spolkových zemí Německa (FGG Elbe, 2010)) a použití této klasifikace znečištění labských sedimentů (Stachel, Lüscho, 1996)
3. Srovnání s požadovými hodnotami a klasifikačním systémem pro celý region Labe - *GHW Elbe* (Geogene Hintergrundwerte Elbe) zavedeným A. Prangem a kolektivem (1997A)

Hodnoty byly určeny na základě koncentrací prvků v hlubokých nivních sedimentech, kde bylo již antropogenní obohacení vyloučeno. V rámci povodí Labe byl tento výzkum proveden u Hradce Králové, Roudnice nad Labem a Tangermünde.

Požadové koncentrace stanovovaných kovů a arzenu využívané v uvedených klasifikačních systémech přináší tabulka 41. Jak je zřejmé, hodnoty se např. v případě stříbra, arzenu, chromu, niklu a zinku poměrně liší.

(mg.kg ⁻¹)	Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
T & W	0,07	13	0,3	90	45	47200	0,4	850	68	20	95
ARGE Elbe		3 - 5	0,2 - 0,4	60 - 80	20 - 30		0,2 - 0,4		10 - 30	25 - 30	90 - 110
GHW - Elbe	0,3	24	0,4	117	32	47600	< 0,3	851	53	29	150

Tab. 41: Požadové koncentrace vybraných prvků využívané k hodnocení zatížení labských sedimentů

(T & W = hodnoty určené K. K. Turekianem a K. H. Wedepohlem (1961), ARGE Elbe = hodnoty stanovené B. Stachelem a R. Lüschoem (1996) a GHW – Elbe = požadové koncentrace určeny A. Prangem a kol. (1997A)

Průměrné koncentrace stanovovaných prvků v sedimentech zkoumaných starých ramen, které byly použity pro výpočet I_{geo} a podle kterých byl určen stupeň znečištění podle klasifikace ARGE Elbe (Stachel, Lüscho, 1996) a GHW Elbe (Prange et al., 1997A) jsou uvedeny v následující tabulce (tab. 42). Hodnota byla vždy vypočítána jako aritmetický průměr

koncentrací daného prvku ze všech analyzovaných vrstev profilu sedimentu v jednom odběrovém místě. Snahou bylo vždy získat co nejdelší profil dosahující do nejstarších uložených vrstev, nicméně jak je z tabulky 42 patrné, vzhledem k možnostem použité techniky a zrnitosti uloženého materiálu se délky získaných profilů lišily, což je nutné uvážit při klasifikaci a srovnání zkoumaných lokalit.

Odběrové místo	Délka profilu (cm)	Koncentrace (mg.kg ⁻¹)										
		Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	67	2,3	20	0,8	121	61	944	0,44	400	31	76	478
Lžovice A	151	11,2	20	4,6	232	209	890	3,99	531	38	89	563
Lžovice B	103	8,5	20	2,2	137	97	900	2,66	540	33	84	557
Poděbrady	204	2,5	37	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483
Václavka	67	0,4	20	0,2	22	58	912	1,17	429	30	50	310
Obříství A	163	5,8	25	3,1	125	121	928	1,36*	1072	43	124	594
Obříství B	187	1,6	22	1,6	46	79	936	3,41	784	29	79	629

Tab. 42: Průměrné koncentrace stanovovaných prvků v profilech sedimentů

(pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenány v případě Ag (< 0,3 mg.kg⁻¹), As (< 30 mg.kg⁻¹) a Cd (< 0,22 mg.kg⁻¹) brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám příslušného limitu, * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje)

Hodnocení podle geoakumulačních indexů:

Vypočtené hodnoty I_{geo} pro všechny zkoumané prvky a odebrané profily sedimentu uvádí tabulka 43. Barevné rozlišení pak odpovídá třídě znečištění (tab. 44). Jak z tohoto hodnocení vyplývá, silná až velmi silná kontaminace stříbrem byla zaznamenána s výjimkou jezera Václavka v sedimentech všech zkoumaných starých ramen. Třetí až čtvrtá třída kontaminace kadmii byla zjištěna v profilech Lžovice A a B; sedimenty tohoto jezera byly dále středně až silně znečištěny rtuť a zinkem. Stejně závažná kontaminace byla zaznamenána v případě kadmia v sedimentech z jezera Poděbrady a v profilu Obříství A, který dále vykazoval střední až silné znečištění olovem a zinkem – v tomto profilu bylo ovšem úspěšné stanovení rtuti provedeno pouze ze tří vzorků z hlubších méně zatížených vrstev sedimentu. Střední až silné znečištění rtuť a zinkem bylo v tomto jezeře zaznamenáno v odběrovém místě Obříství B. Nejméně zatížené sedimenty byly podle této klasifikace zjištěny ve starých ramenech Němčice, Poděbrady a v tůni Václavka.

Hodnocení podle systému ARGE Elbe:

Třídy znečištění podle klasifikačního systému ARGE Elbe uvádí tabulka 45.; barevné zařazení průměrných koncentrací zkoumaných profilů sedimentů je pak uvedeno v tab. 46. Jak je vidět, znečištění III. třídy bylo zaznamenáno pouze v případě chromu a mědi v profilu Lžovice A, v případě zinku pak i v sedimentech z odběrového místa B. Stejně závažné znečištění zinkem bylo pak stanoveno i v obou zkoumaných profilech z jezera Obříství. V sedimentech z jezera Němčice, Poděbrady a Václavka nebyla u žádného z měřených kovů překročena II-III třída kontaminace.

Odběrové místo	Délka profilu (cm)	Geoakumulační index										
		Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	67	4,4	0,0	0,8	-0,2	-0,2	-6,2	-0,4	-1,7	-1,7	1,3	1,7
Lžovice A	151	6,7	0,0	3,4	0,8	1,6	-6,3	2,7	-1,3	-1,4	1,6	2,0
Lžovice B	103	6,3	0,0	2,3	0,0	0,5	-6,3	2,1	-1,2	-1,6	1,5	2,0
Poděbrady	204	4,6	0,9	2,0	-0,3	0,3	-6,3	1,6	-1,2	-1,6	1,7	1,8
Václavka	67	1,9	0,0	-1,6	-2,6	-0,2	-6,3	1,0	-1,6	-1,8	0,7	1,1
Obříství A	163	5,8	0,4	2,8	-0,1	0,8	-6,3	1,2*	-0,3	-1,2	2,0	2,1
Obříství B	187	3,9	0,2	1,8	-1,5	0,2	-6,2	2,5	-0,7	-1,8	1,4	2,1

Tab. 43: Geoakumulační indexy (Müller, 1979) vypočtené pro zkoumané profily sedimentů s barevným vyznačením třídy znečištění (viz tab. 44) ; * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje

Hodnota I_{geo}	Třída I_{geo}	Znečištění sedimentu
< 0	0	nekontaminovaný
< 1	1	nekontaminovaný až středně kontaminovaný
< 2	2	středně kontaminovaný
< 3	3	středně kontaminovaný až silně kontaminovaný
< 4	4	silně kontaminovaný
< 5	5	silně kontaminovaný až velmi silně kontaminovaný
≥ 5	6	velmi silně kontaminovaný

Tab. 44: Třídy znečištění sedimentu podle hodnot geoakumulačních indexů (Müller, 1979)

Třída znečištění	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
As (mg.kg ⁻¹)	< 5	< 10	< 20	< 40	< 70	≤ 100	> 100
Cd (mg.kg ⁻¹)	< 0,4	< 0,5	< 1,2	< 5	< 10	≤ 25	> 25
Cr (mg.kg ⁻¹)	< 80	< 90	< 100	< 150	< 250	≤ 500	> 500
Cu (mg.kg ⁻¹)	< 30	< 40	< 60	< 150	< 250	≤ 500	> 500
Hg (mg.kg ⁻¹)	< 0,4	< 0,5	< 0,8	< 5	< 10	≤ 25	> 25
Ni (mg.kg ⁻¹)	< 30	< 40	< 50	< 150	< 250	≤ 500	> 500
Pb (mg.kg ⁻¹)	< 30	< 50	< 100	< 150	< 250	≤ 500	> 500
Zn (mg.kg ⁻¹)	< 110	< 150	< 200	< 500	< 1 000	≤ 2 000	> 2 000

Tab. 45: Třídy znečištění sedimentů podle klasifikačního systému ARGE Elbe (Stachel, Lüscho, 1996) (limitní hodnoty pro Ag, Fe a Mn nestanoveny)

Odběrové místo	Délka profilu (cm)	Koncentrace (mg.kg ⁻¹)										
		Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	67	2,3	20	0,8	121	61	944	0,44	400	31	76	478
Lžovice A	151	11,2	20	4,6	232	209	890	3,99	531	38	89	563
Lžovice B	103	8,5	20	2,2	137	97	900	2,66	540	33	84	557
Poděbrady	204	2,5	37	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483
Václavka	67	0,4	20	0,2	22	58	912	1,17	429	30	50	310
Obříství A	163	5,8	25	3,1	125	121	928	1,36*	1072	43	124	594
Obříství B	187	1,6	22	1,6	46	79	936	3,41	784	29	79	629

Tab. 46: Hodnocení průměrných koncentrací stanovených prvků zjištěných v profilech sedimentů zkoumaných starých labských ramen podle systému ARGE Elbe (Stachel, Lüscho, 1996) (pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě Ag (< 0,3 mg.kg⁻¹), As (< 30 mg.kg⁻¹) a Cd (< 0,22 mg.kg⁻¹) brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám příslušného limitu; v případě Ag, Fe a Mn nebyly mezní hodnoty tříd kontaminace stanoveny; * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje)

Hodnocení podle systému GHW Elbe:

Třídy znečištění podle nových požadových koncentrací zjištěných A. Prangem a kol. (1997A) v labském regionu uvádí tabulka 47. Barevné zařazení průměrných obsahů stanovovaných těžkých kovů a arzenu v sedimentech zkoumaných starých labských ramen uvádí tabulka 48. Jak je patrné, aplikace tohoto klasifikačního systému přinesla v porovnání s hodnocením ARGE Elbe značně odlišné výsledky. Podobně jako při použití I_{geo} byly nejvyšší třídy znečištění určeny v případě stříbra, a to v profilech Lžovice A, B a Obříství A. Na rozdíl od klasifikace B. Stachela a R. Lüschova (1996) byla třetí třída kontaminace zaznamenána v případě kadmia v profilech Lžovice A a Obříství A a dále ji pak vykazoval obsah rtuti v obou profilech sedimentu z jezera Lžovice a v odběrovém místě Obříství B – jak již bylo zmíněno, v profilu A bylo měření Hg provedeno pouze ze tří vzorků z hlubších vrstev sedimentů. Podle klasifikace A. Prangeho a kol. (1997A) byly tedy opět nejméně znečištěné sedimenty určeny ve starých ramenech Němčice, Poděbrady a Václavka.

Třída znečištění	I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
Ag (mg.kg ⁻¹)	0,3	≤ 0,5	≤ 1	≤ 3	≤ 5	≤ 11	≥ 11
As (mg.kg ⁻¹)	24	≤ 50	≤ 97	≤ 194	≤ 389	≤ 778	≥ 778
Cd (mg.kg ⁻¹)	0,4	≤ 1,3	≤ 2	≤ 3	≤ 7	≤ 13	≥ 13
Cr (mg.kg ⁻¹)	117	≤ 136	≤ 467	≤ 934	≤ 1 870	≤ 3 740	≥ 3 700
Cu (mg.kg ⁻¹)	32	≤ 42	≤ 129	≤ 257	≤ 514	≤ 1 030	≥ 1 030
Fe (mg.kg ⁻¹)	47600	≤ 83 000	≤ 190 000	≤ 389 000	≤ 760 000		
Hg (mg.kg ⁻¹)	< 0,3	≤ 0,3	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	≤ 9,6	≥ 10,0
Mn (mg.kg ⁻¹)	851	≤ 2 970	≤ 3 402	≤ 6 810	≤ 13 600	≤ 27 200	≥ 27 200
Ni (mg.kg ⁻¹)	53	≤ 66	≤ 212	≤ 425	≤ 849	≤ 1 700	≥ 1 670
Pb (mg.kg ⁻¹)	29	≤ 47	≤ 115	≤ 229	≤ 459	≤ 918	≥ 918
Zn (mg.kg ⁻¹)	150	≤ 187	≤ 600	≤ 1 200	≤ 2 400	≤ 4 800	≤ 4 800

Tab. 47: Třídy znečištění sedimentů podle nového klasifikačního systému pro region Labe GHW - Elbe (Prange et al., 1997)

Odběrové místo	Délka profilu (cm)	Koncentrace (mg.kg ⁻¹)										
		Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	67	2,3	20	0,8	121	61	944	0,44	400	31	76	478
Lžovice A	151	11,2	20	4,6	232	209	890	3,99	531	38	89	563
Lžovice B	103	8,5	20	2,2	137	97	900	2,66	540	33	84	557
Poděbrady	204	2,5	37	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483
Václavka	67	0,4	20	0,2	22	58	912	1,17	429	30	50	310
Obříství A	163	5,8	25	3,1	125	121	928	1,36*	1072	43	124	594
Obříství B	187	1,6	22	1,6	46	79	936	3,41	784	29	79	629

Tab. 48: Hodnocení průměrných koncentrací stanovovaných prvků zjištěných v profilech sedimentů zkoumaných starých labských ramen podle nové klasifikace regionu Labe GHW - Elbe (Prange et. al., 1997A) (pro zpracování dat byly podlimitní koncentrace zaznamenané v případě Ag (< 0,3 mg.kg⁻¹), As (< 30 mg.kg⁻¹) a Cd (< 0,22 mg.kg⁻¹) brány jako hodnota odpovídající dvěma třetinám příslušného limitu; * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje)

Jak je tedy z výsledků hodnocení znečištění sedimentů pomocí tří klasifikačních systémů patrné, odlišné mezní hodnoty se projevily rozdílným zařazením zjištěných koncentrací do tříd kontaminace (tab. 43, 46 a 48). Vůbec nejvyšší znečištění bylo zaznamenáno v případě stříbra za použití klasifikace podle vypočtených geoakumulačních indexů. Zde je ovšem nutno zohlednit poměrně nízkou pozadřovou koncentraci Ag určenou K. K. Turekianem a K. H. Wedepohlem (1961), která není příliš vhodná pro region Labe. Vyšší znečištění tímto kovem ovšem prokázalo i hodnocení založené na pozadřových hodnotách vybraných prvků stanovených v regionu Labe A. Prangem a kol. (1997A), což tedy antropogenní kontaminaci sedimentů zkoumaných fluviálních jezer stříbrem potvrzuje. Polabí tak bylo pravděpodobně znečištěno průmyslovou výrobou (Foma Hradec Králové specializovaná na výrobu fotografického materiálu), vliv mohla mít i středověká těžba stříbra v oblasti vrchu Kaňk u Kutné Hory. Nový systém hodnocení labských sedimentů pak dosahuje jisté podobnosti s klasifikací podle I_{geo} , nicméně mezní hodnoty jsou v případě několika kovů přísnější (např. Hg)(tab. 43 a 48). Podle systému ARGE Elbe byly pak ve srovnání s těmito dvěma klasifikacemi nižší limitní koncentrace určeny v případě chromu, mědi, a zinku (tab. 46), což způsobilo přiřazení zjištěných obsahů těchto kovů v profilech sedimentů k vyšším třídám znečištění.

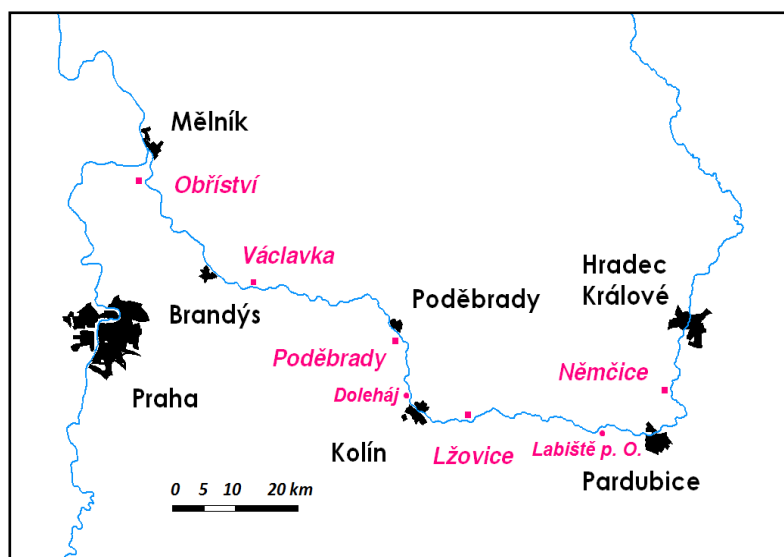
Ze zjištěných výsledků je tedy možno konstatovat, že vůbec nejnižší zatížení sedimentů bylo zaznamenáno v nejdále odděleném starém rameni Václavka, které dnes nekomunikuje povrchově s Labem ani za pětileté vody, a v jezeře Němčice, jehož spojení s řekou je též poměrně omezeno. V případě tohoto starého ramene se ovšem pravděpodobně uplatnila i jeho poloha v rámci zkoumaného úseku Polabí – jezero Němčice leží totiž nad Pardubickou průmyslovou aglomerací, která disponuje řadou antropogenních zdrojů znečištění a především v minulosti znamenala pro Labe značnou zátěž (viz kap. 6.7). V případě těchto jezer je ovšem třeba brát v úvahu i fakt, že zde nebylo možné použitou technikou získat delší profily sedimentů, které by dosahovaly do hlubších a tedy starších vrstev uloženého materiálu.

Nejvyšší třídy znečištění byly naopak v případě několika stanovovaných kovů zaznamenány v jezerech Lžovice, které je dosud zcela spojeno s Labem a je situováno přibližně 40 říčních km pod Pardubicemi, a v jezeře Obříství, jehož komunikace s řekou je sice za běžných průtoků omezena, nicméně betonová hráz, která odděluje staré rameno od Labe, bývá snadno za vyšších vodních stavů v řece přelévána a jezero je tak opět s Labem povrchově spojováno. Toto staré rameno tak pravděpodobně bylo vystaveno znečištění unášeného řekou, které mohlo být produkováno např. v nedalekém podniku Spolana, a. s., v Neratovicích, který představoval především v minulosti značné zatížení Labe, nebo pocházelo z dalších blízkých průmyslových výrob, např. kovohutě v Čelákovcích apod. (viz kap. 6.7). V obou těchto jezerech se podařilo získat výrazně delší profily, které tak dosahovaly do hlubších vrstev sedimentů, nicméně dynamika sedimentace jemné suspenze přinášené Labem je v těchto poměrně intenzivně s řekou komunikujících starých ramenech jistě odlišná, než tomu bylo v případě jezer dávno oddělených nebo komunikujících s Labem pouze za výrazně zvýšených

průtoků. Jak ovšem potvrdily výsledky ze starého ramene v Poděbradech, které bylo též povrchově spojeno s řekou a kde se podařilo získat v podstatě vůbec nejdelší profil sedimentu, nevykazovalo toto jezero vyšší zatížení sedimentů stanovovanými prvky, a to pravděpodobně v souvislosti s větší vzdáleností od zdrojů znečištění, kdy tedy kolínský průmysl neznamenal pro nivu Labe tak výraznou zátěž (viz kap. 6.7).

9.4.5.1 Zatížení sedimentů fluviálních jezer v Polabí

Výsledky výzkumů znečištění sedimentů starých labských meandrů prováděných v týchž jezerech nebo v jejich blízkosti v dřívějších letech přináší tabulky 49 a 50. Umístění vybraných starých ramen znázorňuje obr. 166. Stanovení koncentrací vybraných kovů v sedimentech starého labského ramene v Labišti pod Opočínkem (Klouček, 2002), v Dolehájí u Kolína (Chalupová, 2003) a v Obříství v letech 2001 (Šnajdr, 2002) a po povodni na Labi v roce 2002 (Chalupová, Janský, 2004) byla provedena ve stejné zrnitostní frakci do 20 μm shodnou spektrální analýzou výluhů lučavkou královskou metodou FAAS (viz kapitoly 9.4.1.3.1 a 9.4.1.3.2). Při starších výzkumech nedosahovaly ovšem odebrané profily větších hloubek sedimentů (tab. 49 a 50), průměrná koncentrace zvoleného prvku představovala tedy spíše znečištění horních vrstev. Získané profily byly též zcela odlišně rozčleněny, což vylučuje přesnější srovnání jednotlivých vrstev sedimentů.



Obr. 166: Umístění starých labských ramen s provedeným výzkumem znečištění sedimentů vybranými kovy

Hodnocení znečištění bylo provedeno na základě vypočtených geoakumulačních indexů podle G. Müllera (1979) (tab. 49) a podle klasifikace A. Prangeho a kol. (1997A) (tab. 50) (viz kap. 9.4.5), kdy byly pro výpočet I_{geo} a určení třídy kontaminace použity průměrné koncentrace stanovovaných prvků vycházející ze všech změřených obsahů určitého kovu ve všech profilech a vzorcích ve zvoleném fluviálním jezeře při jednom měření.

Vzhledem k faktu, že získané profily dosahovaly různých hloubek sedimentů (tab. 49 a 50), je toto porovnání pouze orientační a přináší tak základní a ne zcela přesnou informaci o

kontaminaci sedimentů jednotlivých zkoumaných starých labských ramen. Sedimenty většiny vybraných fluviálních jezer v Polabí byly nejvíce zatíženy stříbrem a kadmíem, vyšší znečištění bylo v některých starých ramenech zaznamenáno i v případě rtuti a olova. Při srovnání obou klasifikačních systémů se uplatnila velmi nízká pozadřová koncentrace stříbra využívaná pro výpočet I_{geo} , naopak systém založený na pozadřových hodnotách vybraných prvků stanovených A. Prangem (1997A) pro region Labe vykazoval nižší mezní hodnoty pro řadu měřených kovů.

Lokalita	Datum	Počet odběr. míst	Délka profilu (cm)	Geoakumulační index										
				Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	2007 - červen	1	67	4,4	0,0	0,8	-0,2	-0,2	-6,2	-0,4	-1,7	-1,7	1,3	1,7
Labiště ¹⁾	2001 - listopad	1	50	7,2	n.d.	3,1	0,9	0,4	-1,5	1,6	-1,2	-1,2	1,9	2,8
	2002 - březen	1	50	7,1	n.d.	2,9	0,7	0,6	-1,8	1,3	-2,0	-1,0	2,0	2,4
Lžovice	2007 - červen	2	151 + 103	6,5	0,0	2,9	0,4	1,2	-6,3	2,5	-1,3	-1,5	1,5	2,0
Doleháč ²⁾	2001 - listopad	1	30	7,0	n.d.	2,3	-0,5	-1,0	-2,1	-0,5	-2,4	-1,7	1,3	0,2
	2002 - březen	3	30 + 15 + 30	5,9	n.d.	1,2	-0,5	-0,8	-2,0	-0,9	-2,5	-1,4	1,8	0,6
Poděbrady	2007 - červenec	1	204	4,6	0,9	2,0	-0,3	0,3	-6,3	1,6	-1,2	-1,6	1,7	1,8
Václavka	2007 - červenec	1	67	1,9	0,0	-1,6	-2,6	-0,2	-6,3	1,0	-1,6	-1,8	0,7	1,1
Obříství ³⁾	2001 - listopad	1	60	n.d.	n.d.	3,3	0,8	1,0	-1,6	3,3	0,6	-1,2	2,6	2,7
⁴⁾	2002 - říjen	1	60	6,3	n.d.	3,8	0,6	0,8	-1,3	2,6	-0,3	-1,5	3,6	2,4
	2007 - červenec	2	163* + 187	5,1	0,3	2,4	-0,7	0,6	-6,2	2,0	-0,5	-1,5	1,8	2,1

Tab. 49: Zatížení sedimentů starých labských ramen v letech 2001 – 2007 za použití geoakumulačních indexů (Müller, 1979) zdroj: ¹⁾ Klouček (2002), ²⁾ Chalupová (2003), ³⁾ Šnajdr (2002), ⁴⁾ Chalupová, Janský (2004); * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje

Lokalita	Datum	Počet odběr. míst	Délka profilu (cm)	Koncentrace (mg.kg ⁻¹)										
				Ag	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Němčice	2007 - červen	1	67	2,3	20	0,8	121	61	944	0,44	400	31	76	478
Labiště ¹⁾	2001 - listopad	1	50	15,6	n.d.	4,0	255	87	25520	1,78	569	45	114	1022
	2002 - březen	1	50	14,6	n.d.	3,4	214	101	19976	1,50	326	51	117	768
Lžovice	2007 - červen	2	151 + 103	9,8	20	3,4	184	153	895	3,33	535	36	87	560
Doleháč ²⁾	2001 - listopad	1	30	13,0	n.d.	2,3	94	34	16200	0,41	247	33	72	168
	2002 - březen	3	30 + 15 + 30	6,1	n.d.	1,0	97	39	17901	0,33	226	39	102	218
Poděbrady	2007 - červenec	1	204	2,5	37	1,8	113	85	912	1,80	538	34	96	483
Václavka	2007 - červenec	1	67	0,4	20	0,2	22	58	912	1,17	429	30	50	310
Obříství ³⁾	2001 - listopad	1	60	n.d.	n.d.	4,3	241	133	22833	5,80	1950	45	184	943
⁴⁾	2002 - říjen	1	60	8,4	n.d.	6,4	210	115	28742	3,58	1030	35	376	777
	2007 - červenec	2	163* + 187	3,7	23	2,4	86	100	932	2,39	928	36	101	611

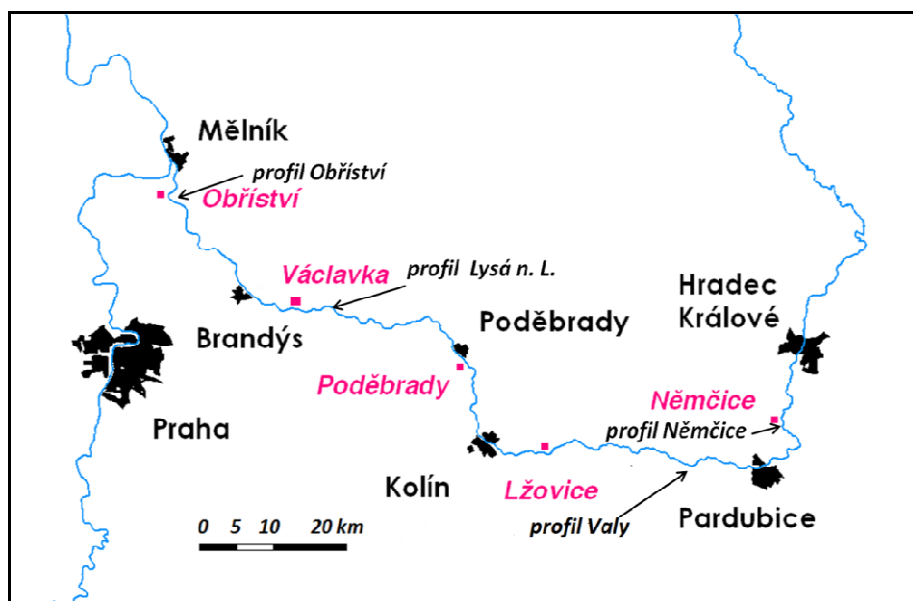
Tab. 50: Zatížení sedimentů starých labských ramen v letech 2001 – 2007 podle A. Prangeho a kol. (1997A) zdroj: ¹⁾ Klouček (2002), ²⁾ Chalupová (2003), ³⁾ Šnajdr (2002), ⁴⁾ Chalupová, Janský (2004); * stanovení Hg provedeno pouze z 3 vzorků – chyba přístroje

Jak tedy z těchto výsledků vyplývá, vyšší znečištění sedimentů starých labských meandrů bylo zaznamenáváno především v blízkosti významných průmyslových zdrojů kontaminace, kdy se ovšem uplatnila i míra komunikace starého ramene s řekou. Značně zatížený sediment byl tak zjištěn např. v jezeře Labiště pod Opočínkem, které leží několik km od podniku Synthesia, a. s., v Pardubicích – Semtíně (viz kap. 6.7), a jehož komunikace s Labem byla uskutečňována propustkem umístěným v západní části starého ramene (Klouček, 2002). Vyšší znečištění stříbrem, kadmíem a rtutí (tab. 50) pak bylo zaznamenáno i ve starém rameni u Lžovic, které leží přibližně 40 říčních km pod Pardubicemi. Toto jezero tvořilo ještě v 70. letech 20. století hlavní koryto Labe a dnes je jeho jižní část stále s řekou zcela povrchově spojena. Naopak sedimenty dávno odděleného jezera Doleháj vykazovaly kromě kontaminace stříbrem (Chalupová, 2003) podobně jako ve stále s řekou povrchově spojeném starém rameni u Poděbrad nižší zatížení většinou stanovovaných kovů. V jezeře Doleháj byl ovšem odebrán pouze několik decimetrů dlouhý profil, naopak měření obsahu vybraných kovů a arzenu v jezeře Poděbrady bylo provedeno i z více jak 2 m hlubokých vrstev uloženého materiálu, což je v podstatě jen těžko srovnatelné. V porovnání s dvěma výše jmenovanými starými rameny se zde ovšem zřejmě uplatnila vzdálenost od největších znečišťovatelů Labe a kolínský průmysl zde měl pravděpodobně v porovnání s pardubickou aglomerací na řeku a její nivu méně negativní dopad. Vyšší znečištění stříbrem, kadmíem, rtutí a olovem bylo pak zaznamenáno v jezeře Obříství, které leží několik km po proudu řeky od podniku Spolana, a. s., v Neratovicích a dalších průmyslových výrobních oblastech této oblasti (viz kap. 6.7). Ačkoliv je jezero za běžných vodních stavů odděleno betonovou hrází od řeky, při zvýšení průtoků je jeho povrchové spojení snadno obnoveno. Do starého ramene mimo jiné ústí i přítok Černavka přinášející znečištění ze svého převážně zemědělského povodí, ve kterém se ovšem nachází několik obcí se zcela nedostatečným čištěním odpadních vod. Při porovnání výsledků analýz z roku 2001 a 2002, kdy byl profil sedimentu odebrán po povodni a dosahoval stejné hloubky jako v roce předešlém, zde poklesla kontaminace mědí a rtutí, naopak vyšší třída znečištění zde byla stanovena pro olovo. Během povodně tak jistě došlo k resuspendaci uložených jemnozrnných frakcí sedimentu a změny v koncentracích stanovovaných kovů zde odpovídaly složení nově akumulovaného materiálu. Obsah měřených prvků v roce 2007 prokázal většinou nižší kontaminaci sedimentů, odebrané profily dosahovaly ovšem výrazně hlubších vrstev (tab. 49 a 50). V případě měření rtuti v profilu Obříství A bylo stanovení úspěšně provedeno pouze ze tří vzorků.

Vůbec nejnižší kontaminace fluviálních sedimentů byla zaznamenána v tůni Václavka, která je již dlouhou dobu oddělena od Labe a v současnosti leží již několik set metrů od dnešního koryta řeky. Komunikace s Labem tak probíhá pouze podzemní cestou a jezero není s řekou povrchově spojeno ani za pětileté vody. Méně znečištěný sediment byl dále zjištěn ve starém rameni v Němčicích, které leží před řadou antropogenních zdrojů znečištění na Pardubicku a jehož komunikace s Labem je uskutečňována za běžných vodních stavů spíše sedimenty nivy a zaneseným propustkem ve východní části jezera.

9.4.6 Srovnání obsahu kovů a arzenu v sedimentech jezer a řeky

Porovnání kvality sedimentů v Labi a ve zkoumaných starých ramenech bylo provedeno s využitím údajů z následujících nejbližších měřících stanic. Výsledky analýz z jezera Němčice byly srovnány s daty ze stejnojmenného labského profilu (978,761 ř. km), údaje ze starého ramene ve Lžovicích byly porovnány s měřením na labském profilu Valy (954,730 ř. km), pro srovnání výsledků analýz z tůň Václavka byly využity údaje z profilu Lysá nad Labem (878,796 ř. km) a data ze starého ramene Obříství pak byla porovnána s měřeními na stejnojmenném labském profilu (842,046 ř. km) (obr. 167). Vzhledem k tomu, že v blízkosti jezera Poděbrady se nenacházel labský profil, kde by byl systematický dlouhodobý monitoring korytových sedimentů prováděn, nebylo toto srovnání provedeno.



Obr. 167: Umístění zkoumaných jezer a nejbližších labských profilů s pravidelným vzorkováním kvality povrchových sedimentů (zdroj: ČHMÚ)

Chemický rozbor labských sedimentů je prováděn dvakrát ročně (jaro, podzim) z povrchových vzorků tvořených materiálem svrchní přibližně 10 cm silné vrstvy. Z plochy 10 až 100 m² je pomocí pístového nebo hrabákového odběráku získán sediment, ze kterého jsou následně odstraněny hrubé mechanické příměsi. Vzorek je homogenizován a v PE krabičkách o objemu cca 0,5 litru transportován do laboratoře a skladován při teplotě -15 °C. Následná spektrální analýza výluhů je provedena stejně jako v případě analýz vzorků sedimentu starých ramen v zrnitostní frakci 20 μm (viz kap. 9.4.1.3), což umožňuje určitou srovnatelnost. V rámci monitorovacích programů probíhá systematické vzorkování sedimentů v povodí Labe od roku 1999 (ČHMÚ, 2010B). Tyto analýzy povrchového uloženého materiálu vypovídají ovšem spíše o současném znečištění, zatímco hlubší profily subakvatického sedimentu odebrané ve zkoumaných starých ramenech mohly zachytit i kontaminaci starší.

Jak je uvedeno v následujících podkapitolách, vývoj ročních průměrných koncentrací vybraných kovů a arzenu v povrchových sedimentech řeky byl porovnán s průměrným obsahem prvku v profilech sedimentů získaných v roce 2007 ve zkoumaných starých ramenech. Z důvodu snahy zaznamenat i starší znečištění byly profily odebírány v maximální možné délce, kterou umožňovalo technické vybavení a zrnitostnímu složení dna vybraných jezer. Délka se tak ovšem v jednotlivých odběrových místech lišila (viz kap. 9.4.1.1). Srovnání má proto pouze orientační charakter vypovídající o maximálním zjištěném zatížení sedimentů zkoumaných fluviálních jezer a vývoji hodnot koncentrací stanovovaných prvků v korytových sedimentech v Labi v posledních letech.

Ačkoliv řeka vykazovala v minulosti vzhledem k blízkým průmyslovým zdrojům znečištění značné antropogenní zatížení na profilech Valy a Obřívství (viz kap. 6.7), povrchové korytové sedimenty odebrané v těchto místech v letech 2000 – 2008, resp. 1999 – 2008, neprokázaly v porovnání s dalšími sledovanými labskými profily výrazně vyšší hodnoty stanovovaných kovů a arzenu, což pravděpodobně svědčí o účinnosti opatření prováděných především v 90. letech na největších bodových zdrojích znečištění.

9.4.6.1 Profil Němčice

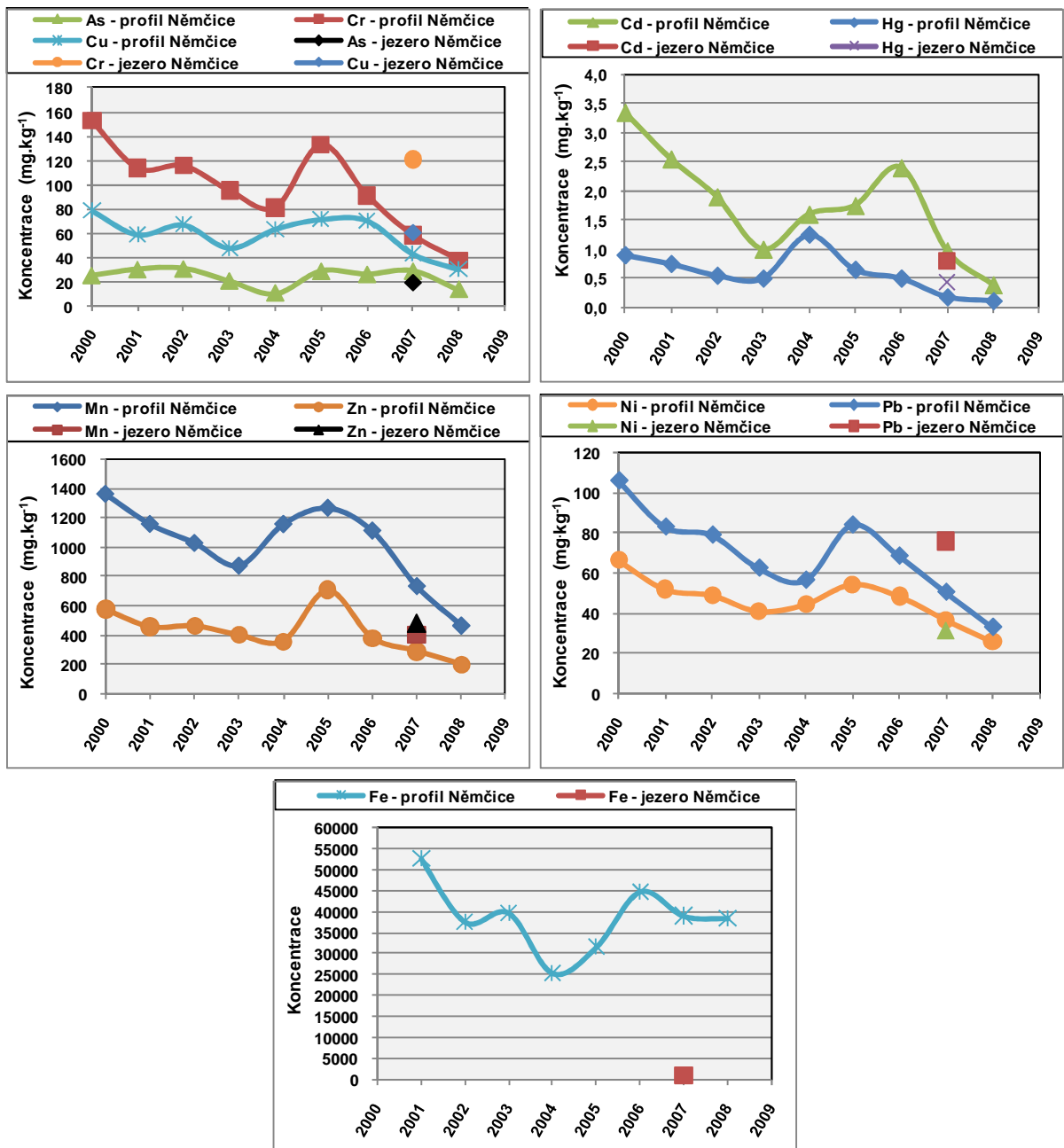
Srovnání průměrných koncentrací stanovovaných prvků získaných v profilech sedimentů ze starého labského ramene v Němčicích a v povrchových labských sedimentech od počátku systematického monitoringu znázorňuje obrázek 168.

V porovnání s dalšími zkoumanými říčními profily vykazovaly údaje z měření na Labi v Němčicích nejnižší průměrnou koncentraci kadmia, rtuti a olova, nicméně během sledovaného období zde byl stanoven nejvyšší průměrný obsah niklu a bylo zde dále zjištěno i roční maximum železa, niklu a zinku.

Jak je z obr. 168 patrné, od roku 2000 byl v korytových sedimentech v Němčicích zaznamenáván u většiny stanovovaných prvků výrazný pokles koncentrací, který pravděpodobně odpovídal opatřením prováděným v 90. letech na bodových zdrojích znečištění. V tomto roce zde byly zjištěny maximální hodnoty chromu, kadmia, manganu, mědi, niklu i olova. V roce 2004 byl pak zaznamenán nejvyšší obsah rtuti a v roce 2005 pak nejvyšší hodnoty zinku. Tento rok znamenal i opětovné zvýšení koncentrací chromu, manganu, niklu a olova a v roce 2006 pak došlo i ke krátkodobému zvýšení obsahu kadmia a železa. Vyšší hodnoty mědi pak byly zaznamenávány v letech 2004 – 2006, v případě arzenu byl mírně zvýšený obsah měřen v letech 2001 – 2002 a 2005 – 2007.

Z hlediska srovnání koncentrací vybraných prvků v korytových sedimentech Labe s průměrnými hodnotami z profilu sedimentu odebraného v roce 2007 v jezeře v Němčicích vykazoval materiál ze starého labského ramene výrazně vyšší obsah chromu a olova. Mírně vyšší hodnoty pak byly v jezeře změřeny v případě zinku, mědi a rtuti. Naopak výrazně vyšší obsah manganu a železa byl zjištěn v povrchových sedimentech Labe. Téměř srovnatelných koncentrací bylo dosaženo v případě arzenu, kadmia a niklu (obr. 168). Ačkoliv tedy sedimenty starého ramene vykazovaly v některých případech vyšší průměrnou koncentraci

měřených kovů poukazující pravděpodobně na starší kontaminaci, vzhledem k poloze v rámci povodí Labe a poměrně omezené komunikaci s řekou zde znečištění dosahovalo v porovnání s dalšími zkoumanými starými rameny nižších hodnot (viz kap. 9.4.5).



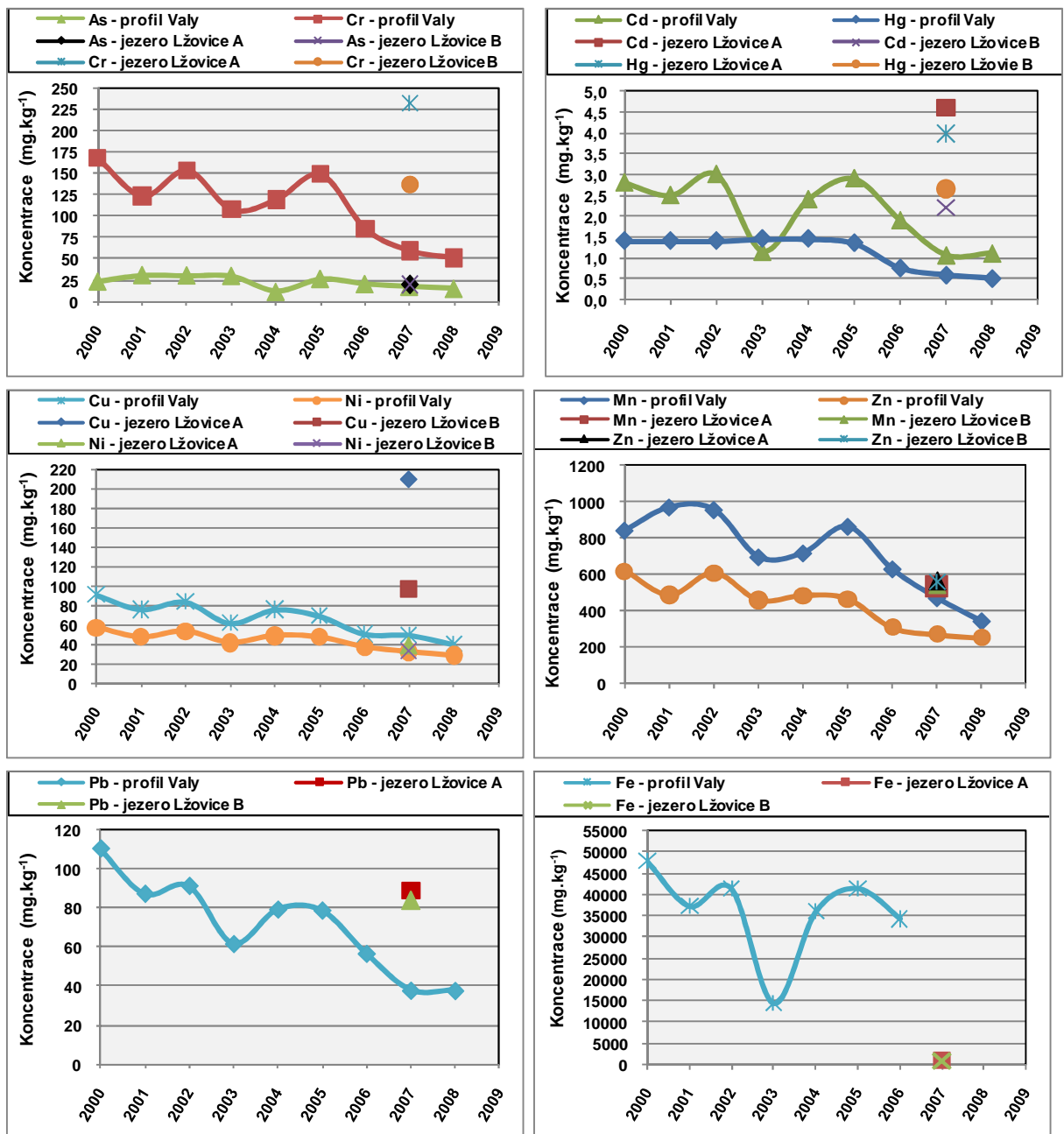
Obr. 168: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Němčice ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzenu v profilu sedimentu ze starého ramene Němčice v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)

9.4.6.2 Profil Valy

Průměrné koncentrace stanovovaných prvků v profilech ze starého ramene Lžovice a v povrchových říčních sedimentech ve Valech od počátku monitoringu znázorňuje obrázek 169. V porovnání s dalšími sledovanými labskými profily vykazovaly korytové sedimenty odebrané na profilu Valy nejvyšší průměrné koncentrace rtuti, zinku a chromu, kdy v případě tohoto kovu zde byla v roce 2000 zaznamenána taková hodnota, která nebyla na žádném

dalším zkoumaném profilu během sledovaného období překonána. Sediment z profilu Valy vykazoal naopak nejnižší průměrnou koncentraci manganu.

Podobně jako v Němčicích, i ve Valech koncentrace většiny stanovovaných kovů a arzenu od počátku měření klesaly - v roce 2000 tak byla zaznamenána maxima v případě chromu, mědi, niklu, olova, zinku a železa. Nejvyšší koncentrace kadmia zde byly ovšem stanoveny v roce 2002 a v letech 2001 – 2002 bylo v sedimentech Labe dosahováno nejvyšších obsahů manganu. Rok 2002 znamenal zvýšení hodnot řady stanovovaných prvků, nárůst obsahu mědi, niklu a olova byl ovšem zjištěn i v letech 2004 – 2005, kdy pak v roce 2005 došlo i ke krátkodobému vzestupu koncentrací kadmia, chromu, manganu a železa (obr. 169).



Obr. 169: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Valy ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzenu v profilech sedimentů ze starého ramene Lžovice v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)

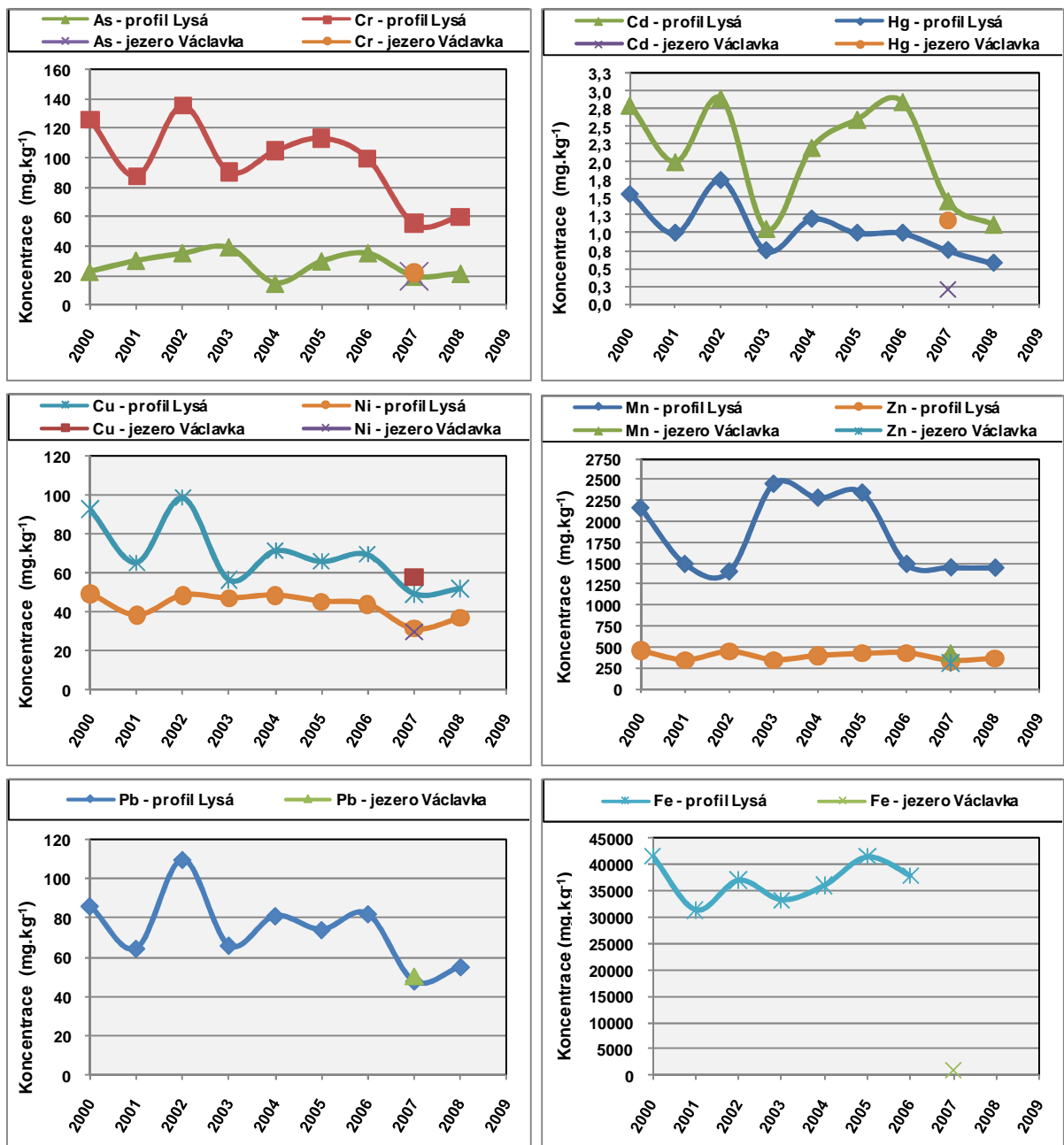
V případě obsahu arzenu bylo mírné zvýšení hodnot zaznamenáno v letech 2001 – 2003 a 2005, naopak koncentrace rtuti byly téměř konstantní až do roku 2006, kdy byl pak zjištěn jejich výrazný pokles (obr. 169). Jak z uvedeného vyplývá, s rostoucí vzdáleností od pramene se uplatňovaly další průmyslové zdroje znečištění produkující sledované prvky – tak zde např. došlo k zvýšení obsahu určitých kovů v roce 2002, naopak ve srovnání s vývojem koncentrací na labském profilu v Němčicích zde byl v některých případech zjištěn pokles hodnot v roce 2000 apod.

Při srovnání znečištění labských sedimentů s průměrným obsahem stanovovaných kovů v profilech Lžovice A a Lžovice B v roce 2007 byly v jezeře zjištěny výrazně vyšší koncentrace chromu, kadmia, mědi, rtuti, olova a zinku. Srovnatelné hodnoty pak vykazoval arzén, mangan a nikl. V korytovém sedimentu Labe byl naopak zaznamenán pouze výrazně vyšší obsah železa (obr. 169). Jak tedy tyto výsledky naznačují, k poměrně výrazné kontaminaci lžovického ramene došlo již v dřívějších letech - do 70. let 20. století tvořil tento labský meandr též hlavní koryto řeky (viz kap. 8.2), která zde byla především v minulosti poměrně značně znečištěna látkami produkovanými v pardubické průmyslové aglomeraci (viz kap. 6.7 a 9.4.5).

9.4.6.3 Profil Lysá nad Labem

Průměrné koncentrace vybraných kovů a arzenu v profilech sedimentu z jezera Václavka ve srovnání s hodnotami z povrchových vzorků z řeky v Lysé nad Labem přináší obrázek 170. Korytový sediment v Lysé nad Labem vykazoval v porovnání s dalšími zkoumanými labskými profily nejvyšší průměrné koncentrace arzenu a mědi, kdy zde tyto prvky dosahovaly v roce 2002 i maxima, které nebylo překročeno na žádném z dalších sledovaných labských profilů. Nejvyšší průměrná koncentrace zde byla ovšem od počátku monitoringu zaznamenána i v případě manganu a olova. Naopak nejnižší průměrný obsah zde vykazoval chrom.

V případě většiny stanovovaných kovů zde byly nejnižší koncentrace v korytových sedimentech Labe zaznamenány v roce 2007, pokles hodnot však v následujícím roce pokračoval pouze v případě kadmia a rtuti. Na rozdíl od profilu Valy a Němčice zde většina sledovaných prvků vykazovala maximum v roce 2002, vyšší obsah chromu, mědi, rtuti, olova a kadmia zde byl ovšem v roce 2000 též zaznamenán. Vyšší hodnoty kadmia pak byly zjištěny i v letech 2004 – 2006. Nejvyšší obsah arzenu zde byl změřen v roce 2003, zvýšených koncentrací bylo dosaženo i v letech 2002 a 2005 – 2006. V případě železa byly maximální hodnoty zaznamenány v roce 2000 a 2005; mangan zde naopak dosahoval nejvyššího obsahu v letech 2003 – 2005. Koncentrace niklu a zinku během sledovaného období příliš nekolísaly. Jak z uvedených údajů vyplývá, významnost znečištění z roku 2000 postupně s rostoucí vzdáleností od zdroje klesala a byla překonávána v případě některých zkoumaných kovů hodnotami z roku 2002. V tomto úseku Labe se tak uplatňovalo znečištění z bližších průmyslových podniků středního Polabí (viz kap. 6.7).



Obr. 170: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Lysá nad Labem ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzenu v profilech sedimentů ze starých ramen Poděbrady a Václavka v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)

Profil sedimentů získaný v jezeře Václavka vykazoval vyšší průměrnou koncentraci pouze v případě mědi a rtuti. Naopak obsah chromu, kadmia, manganu a železa zde dosahoval výrazně nižších hodnot. Srovnatelné koncentrace byly pak zaznamenány v případě arzenu, niklu, olova a zinku. Tůň Václavka byla od Labe oddělena již poměrně dávno a v současnosti leží již ve vzdálenosti několika set metrů od hlavního koryta řeky, se kterou povrchově nekomunikuje ani za pětileté vody (viz kap. 9.2). Tento starý labský meandr tak byl v podstatě uchráněn před antropogenním znečištěním, které řeka unášela, a vykazoval tak ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny vůbec nejnižší kontaminaci stanovovanými prvky (viz kap. 9.4.5).

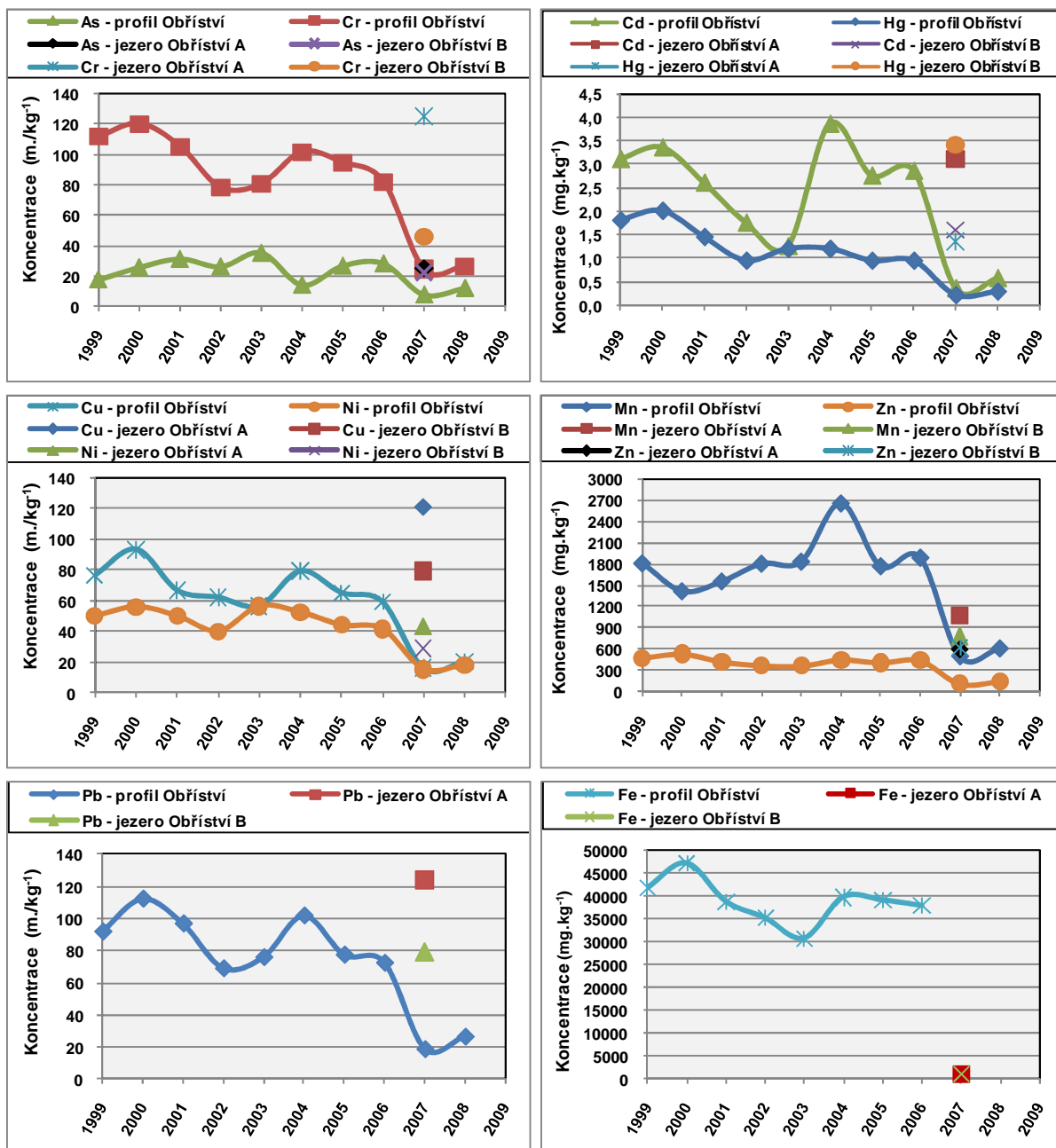
9.4.6.4 Profil Obříství

Situaci v lokalitě Obříství přibližuje obrázek 171. Ačkoliv byl v minulosti tento říční profil vystaven značnému antropogennímu zatížení, při hodnocení korytových sedimentů od roku 1999 zde byly v porovnání s dalšími sledovanými profily zjištěny nejnižší průměrné koncentrace arzenu, mědi, niklu a zinku. Naopak nejvyšší obsah s maximální hodnotou zaznamenanou v roce 2004, resp. 2000 zde byl změřen v případě kadmia a olova. V roce 2004 zde bylo v korytovém sedimentu dosaženo i nejvyšších hodnot manganu a rtuti, které nebyly na žádném ze sledovaných profilů překročeny. Korytové sedimenty tohoto profilu vykazovaly i nejvyšší obsah železa.

Podobně jako v profilu Lysá nad Labem i v říčních sedimentech v Obříství bylo s výjimkou železa dosaženo minimálních hodnot všech stanovovaných prvků v roce 2007. Následující rok ovšem tyto koncentrace ve všech případech opět stouply. Maximální obsah chromu, mědi, rtuti, olova a železa zde byl změřen v roce 2000 a s výjimkou rtuti zde byly poměrně zvýšené koncentrace těchto prvků zaznamenány ještě v roce 2004, kdy byl ovšem v korytovém sedimentu stanoven maximální obsah manganu a kadmia. Nejvyšší koncentrace niklu a arzenu zde byly stanoveny v roce 2003, mírně zvýšených hodnot arzenu pak bylo dosaženo i v letech 2001 a 2005 – 2006. Vývoj hodnot zinku měl podobně jako v profilu v Lysé nad Labem velmi vyrovnaný charakter.

Jak je ze srovnání s údaji z profilu Lysá nad Labem patrné, vývoj koncentrací se zde poměrně lišil. Nárůst hodnot zaznamenaný v případě několika kovů v roce 2002 v korytových sedimentech v Lysé zde byl nahrazen zvýšenými obsahy sledovaných prvků zaznamenanými na profilu Obříství v letech 2000 a 2004, což odkazuje na bližší zdroje průmyslového znečištění (viz kap. 6.7). Pokles hodnot zjištěný v říčním profilu Obříství v roce 2002 mohl souviset i s povodní ze srpna tohoto roku, kdy mohlo dojít v souvislosti s rozvodněnou Vltavou k vypláchnutí koryta Labe poblíž soutoku.

Při srovnání průměrných koncentrací stanovovaných kovů a arzenu v profilech sedimentů ze starého ramene v Obříství s údaji z Labe z roku 2007 byly v postatě téměř ve všech případech vybraných prvků zjištěny vyšší hodnoty v sedimentech jezera, a to častěji v odběrovém místě Obříství A, které leží blíže k řece. V případě měření rtuti bylo ovšem v tomto profilu vzhledem k chybě přístroje provedeno měření pouze ze tří vzorků, což nevypovídá o celkovém zatížení sedimentu. Výrazně vyšší obsah v sedimentech jezera byl tedy zaznamenán především v případě chromu, rtuti, kadmia, mědi a olova. Nižší obsah zde naopak vykazovalo pouze železo. Toto zjištění poukazuje na fakt, že jezero bylo kontaminováno již v dřívějších letech, kdy pravděpodobně během vyšších vodních stavů došlo k přelití betonové hráze oddělující staré rameno od Labe, a tak zde mohla kontaminovaná suspenze unášená řekou při poklesu rychlosti proudění vody sedimentovat. Vzhledem k nedalekým průmyslovým podnikům zde Labe vykazovalo především v minulosti značné antropogenní znečištění (viz kap. 6.7 a 9.4.5).



Obr. 171: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Obříství ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzenu v profilu sedimentu v jezeře Obříství v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ) (v místě Obříství A provedeno stanovení Hg pouze z 3 vzorků – chyba přístroje)

10 Diskuse

10.1 Morfometrické charakteristiky jezer

Jak morfometrická a batymetrická měření prokázala, zkoumaná stará ramena odpovídala charakteru fluviálních jezer (Havlíková, 2007; Chalupová, 2003; Klouček, 2003; Krýžová, 2007; Turek, 2004; Šobr, 2007). Větší rozlohou blížící se 113 tis. m² se vyznačuje staré rameno v Obříství (Šnajdr, 2002), které je však značně mělké ($H_{\max} = 1,3$ m). Výrazně větší hloubka přesahující 7 m byla naopak zjištěna ve stále s Labem povrchově spojeném meandru u Lžovic, který ještě do počátku 70. let tvořil hlavní koryto Labe. Hloubka dosahující 2,3 m byla zjištěna i ve starém rameni u Poděbrad, které ačkoliv bylo od Labe odděleno podobně jako jezero Obříství a Němčice během prvních dvaceti let 20. století, stále s řekou intenzivně povrchově komunikuje. Vzhledem k umístění tohoto jezera uprostřed lužního lesa byla pravděpodobně omezena i rychlost jeho zanášení, než tomu bylo např. v případě jezer s nestabilními břehy a ornou půdou v bezprostřední blízkosti (Němčice, Václavka).

10.2 Hydrologický režim

Vzhledem k faktu, že stará labská ramena ve Lžovicích a v Poděbradech byla povrchově spojena s řekou, kolísání jejich hladiny odpovídalo změnám vodních stavů v Labi. Rozdíl hladin zde při odebírání vzorků vody, které bylo ve všech zkoumaných starých ramenech prováděno téhož dne, nepřesáhl 30 cm, nicméně nejvyšších vodních stavů nebylo v těchto jezerech vzhledem ke značným regulacím řeky a jejich přítoků dosaženo ve stejných termínech. Téměř poloviční rozdíl úrovní hladiny při měření byl zaznamenán ve starém rameni v Obříství, které s Labem povrchově komunikuje pouze za vyšších průtoků, kdy dochází k přelítí betonové hráze se stavidlem, odkud za běžných vodních stavů proudí voda z jezera do řeky, neboť do starého ramene ústí přítok Černavka. Během starších výzkumů prováděných v letech 2000/2001 zde byl však zaznamenán rozdíl hladin dosahující až 86 cm (Šnajdr, 2002). Při odběrech vody ve starém rameni v Němčicích kolísala hladina v rozmezí 65 cm, a ačkoliv zde bylo povrchové spojení s řekou značně zaneseno, jezero dobře reflektovalo změny vodních stavů řeky zaznamenávané ve zdejší limnigrafické stanici. Během podrobného sledování v období od srpna 2006 do dubna 2010 byl v tomto starém rameni zaznamenán téměř shodný vývoj vodních stavů jako v Labi, kdy maximální rozdíl hladin v jezeře činil 2,39 m. Mělká tůň Václavka, která leží v současnosti již několik stovek metrů od dnešního koryta Labe, vykazovala během měření kvality vody rozdíl hladin 57 cm a při dlouhodobém pozorování prováděném od srpna 2006 do dubna 2010 činilo toto rozmezí 70 cm. Toto jediné staré rameno nekomunikuje s Labem povrchově ani za pětileté vody a reakce na změny vodních stavů v řece zde byly výrazně pomalejší. Během letních měsíců byl v tůni Václavka opakovaně pozorován pokles hladiny, kdy se jistě uplatnila i značně rozvinutá vegetace tohoto jezera, naopak ve zbývajících polovině zde byly vodní stavy vyšší, a to především v souvislosti s jarním táním a srážkami, což potvrdily i dřívější výzkumy (Krýžová, 2007). Podobně jako při dalších studiích labských fluviálních jezer (Chalupová,

2003; Klouček, 2002; Mrázová, 2007; Turek, 2004), i tento výzkum prokázal určující vliv hydrologického režimu Labe a funkční hydraulické spojení fluviálních jezer s řekou.

10.3 Kvalita vody

Z hlediska fyzikálních parametrů vody byly nejnižší hodnoty průhlednosti zaznamenávány v jezerech oddělených od Labe (Němčice, Václavka, Obříství), která vykazovala v případě řady stanovovaných parametrů i vyšší třídy jakosti vody. V těchto starých ramenech se průměrné hodnoty pohybovaly mezi 50 – 70 cm a během sledovaného období poměrně kolísaly. Vůbec nejnižší změřená průhlednost - 21 cm - byla zjištěna v červnu v jezeře Obříství, kde byly nízké hodnoty průhlednosti zaznamenávány i během dřívějších výzkumů (Šnajdr, 2002). Naopak v jezerech, která jsou stále povrchově spojena s Labem (Lžovice, Poděbrady), dosahovaly průhlednosti vyšších hodnot s nižšími rozdíly během všech měření. Nejvyšší zaznamenaná průhlednost – 110 cm – byla určena v červnu ve starém rameni v Poděbradech, kde se mohlo pravděpodobně jednat o období clear water (Wetzel, 2001), což zjistily i předchozí výzkumy (Havlíková, 2007). Nejvyšší hodnoty průhlednosti byly ve zkoumaných jezerech zaznamenány při různých měřeních, kdy se kromě celkového zatížení mohlo v případě mělkých jezer uplatnit i zvržení dnových sedimentů. Podle zjištěných hodnot odpovídala ovšem všechna zkoumaná ramena jezerům eutrofního až hypertrofního charakteru (Kalff, 2002).

S výjimkou letního měření v nejhlubším jezeře ve Lžovicích nebyla v žádném starém rameni zaznamenána letní teplotní stratifikace, což bylo pravděpodobně způsobeno nedostatečnou hloubkou zkoumaných jezer, kdy docházelo snadno k promíchávání vodního sloupce účinkem větru, deště apod.

Hodnoty pH se ve vodním sloupci pohybovaly v mírně alkalické oblasti, kdy byl při většině měření pozorován mírný pokles s rostoucí hloubkou způsobený přítomností fotosynteticky aktivních organismů odčerpávajících CO₂ u hladiny a rozkladnými procesy a dalšími reakcemi na rozhraní voda – sediment, které naopak pH snižují (Wetzel, 2001). Nejvýraznější stratifikace hodnot pH byla zjištěna v červnu v jezeře Lžovice. Vůbec nejnižší hodnota pH byla zjištěna v blízkosti dna v tůni Václavka. Nejalkaličtější charakter vody s minimálními rozdíly pH ve vodním sloupci pak vykazovalo jezero Obříství, kde bylo zjištěno i nejvyšší nasycení vody kyslíkem. Ještě vyšší průměrná hodnota pH ve vodním sloupci zde byla zaznamenána během let 2000 a 2001 a činila 8,79 (Šnajdr, 2002).

Průběh hodnot vodivosti s hloubkou se při jednotlivých měřeních ve zkoumaných starých ramenech značně lišil. Nejvýraznější rozdíl mezi hladinou a hlubšími vrstvami vody byl zaznamenán na podzim 2006 v poměrně silně zatíženém jezeře v Němčicích, kde činil až 23,2 mS.m⁻¹. Větší rozdíly vodivosti ve vodním sloupci byly dále během některých měření zaznamenávány ve starých ramenech s omezenou povrchovou komunikací s Labem (Václavka, Obříství), kde značný nárůst hodnot v blízkosti dna odpovídal rozkladným procesům. Celkově vyšší hodnoty vodivosti odpovídaly i vyšším koncentracím Ca, Mg, Cl⁻ a dalších iontů. K podobným závěrům došel i M. Šnajdr (2002) během výzkumu jezera Obříství

v letech 2000/2001. Nižší průměrnou vodivost, kdy žádná hodnota ve vodním sloupci nepřekročila $51 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ vykazovala jezera s povrchovým spojením s řekou a v těchto starých ramenech s výjimkou letního měření v jezeře Lžovice, kdy byla zjištěna stratifikace všech měřených parametrů, nebyl zjištěn ani výrazný nárůst tohoto fyzikálního parametru s hloubkou.

Průběh koncentrací kyslíku s hloubkou vykazoval ve zkoumaných starých ramenech určitá specifika. Až na výjimky bylo nejvyšších hodnot dosahováno při jarních měřeních, kdy v tůni Václavka tyto maximální koncentrace s hloubkou rychle klesaly. V dalších starých ramenech byly nejvyšší hodnoty zaznamenávány až několik decimetrů pod hladinou a odpovídaly tak pravděpodobně optimu výskytu fytoplanktonních druhů, kde se uplatnil vliv teploty a intenzita slunečního záření. V jezeře Lžovice byla jarní maxima překonána hodnotami zaznamenanými v blízkosti hladiny v létě, kdy pravděpodobně došlo k rozvoji specifických fytoplanktonních druhů, které tyto podmínky preferovaly. Tehdy zde byla zjištěna i výrazná stratifikace pH, vodivosti a teploty. Ve starém rameni v Obříství byly naopak nejvyšší hodnoty kyslíku ve vodním sloupci zaznamenány při obou podzimních měřeních. Ačkoliv na jaře v jezeře Němčice přesahovaly koncentrace kyslíku ve vodním sloupci $20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, v hlubších vrstvách zde byla při podzimním měření v roce 2007 zaznamenána vůbec nejnižší změřená koncentrace - $0,31 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a toto staré rameno tak vykazovalo nejrozkolísanější kyslíkový režim s nejnižším průměrným nasycením vodního sloupce tímto plynem. Jak potvrdila např. i starší měření v tůni Václavka (Kryžová, 2007), minimální hodnoty kyslíku byly ve vodním sloupci s výjimkou jezera Lžovice zaznamenávány především v létě, kdy je při vyšších teplotách snížena rozpustnost tohoto plynu ve vodě a zintenzivňují se rozkladné procesy, při kterých je kyslík spotřebováván. V blízkosti dna tak může dojít i k anoxii. Při nejnižším nasycením vodního sloupce kyslíkem byla v létě v jezeře Poděbrady zaznamenána i maximální průhlednost odpovídající pravděpodobně období clear water, což zde bylo pozorováno i během starších výzkumů (Havlíková, 2007).

Z hlediska rozborů povrchových vzorků vody prokázaly statistické analýzy dat především podobnost chemismu ve starých ramenech ve Lžovicích a v Poděbradech. Obě tato nejhlubší jezera komunikovala povrchově s Labem, a ačkoliv se z hlediska využití okolních pozemků a možných lokálních zdrojů kontaminace odlišovala, řeka zde měla na jakost vody určující vliv. Nedaleko starého ramene ve *Lžovicích* se nachází obec bez kanalizace a čištění odpadních vod a jezero z části obklopuje orná půda, jejíž podíl zde v okruhu 3 km v letech 1948 a i 2000 nepřesáhl 37 %. Naopak jezero *Poděbrady* se nacházelo v lužním lese, nicméně v okruhu 3 km zde v roce 1948 orná půda tvořila téměř 52 %, kdy tento podíl v roce 2000 nepřesahoval 43 %. Tato stará ramena se v porovnání s dalšími zkoumanými jezery vyznačovala nejnižšími hodnotami $\text{KNK}_{4,5}$, vodivosti (II. třída jakosti vody), BSK_5 (II. třída jakosti vody), CHSK_{Mn} (II. třída jakosti vody), ale také koncentracemi vápníku (I. třída jakosti vody) a tvrdostí vody. V jezeře Lžovice byly dále zaznamenány i nejnižší hodnoty Fe (I. třída jakosti vody) a ve

starém rameni v Poděbradech pak Mn (II. třída jakosti vody). Z hlediska nutrientů dosahovaly koncentrace P_{tot} vyšších hodnot (III. třída jakosti vody) ve starém rameni ve Lžovicích, kde bylo zjištěno i výrazně vyšší nasycení vody kyslíkem (III. třída jakosti vody). V důsledku odčerpání CO_2 autotrofními organismy, jejichž značný rozvoj zde byl na rozdíl od dalších zkoumaných jezer zaznamenán i během léta, zde bylo pravděpodobně zjištěno i vyšší pH. Naopak nižší koncentrace kyslíku v jezeře Poděbrady (IV. třída jakosti vody), nižší obsah P_{tot} (II. třída jakosti vody) a i nižší průměrná hodnota pH mohly souviset se zastíněním tohoto jezera umístěného v lužním lese, kde pravděpodobně nedošlo k takovému rozvoji fytoplanktonních druhů, což odpovídalo i maximálním hodnotám průhlednosti. Toto staré rameno vykazovalo naopak vyšší obsah dusíku, kdy ovšem hodnoty odpovídaly stejným třídám jakosti vody, jako tomu bylo v jezeře Lžovice ($N-NH_4$ - I. třída; $N-NO_3$ - II. třída). Obě tato stará ramena se v porovnání s dalšími zkoumanými jezery v souvislosti s nejnižšími hodnotami $KNK_{4,5}$ dále vyznačovala značným kolísáním hodnot pH během sledovaného období. Z hlediska výzkumů prováděných ve starém rameni v Poděbradech v letech 2004 – 2007 byla během tohoto období zjištěna především nižší průměrná hodnota vodivosti za výrazně nižších hodnot chloridů a vápníku a nižšího obsahu dusíku, naopak průměrné $CHSK_{Mn}$ a především nasycení vody kyslíkem zde dosahovalo hodnot výrazně vyšších (Havlíková, 2007).

Vzhledem ke stálému spojení s Labem a podobné kvalitě vody vykazovala tato stará ramena i shodný vývoj hodnot většiny ukazatelů během sledovaného období. Každé jezero je ovšem jedinečným ekosystémem, proto byly v případě několika parametrů zjištěny určité odlišnosti. Staré rameno ve Lžovicích se na rozdíl od dalších zkoumaných jezer vyznačovalo především nejvyšší průměrnou koncentrací kyslíku zaznamenanou v červnu 2007 ($14,35 \text{ mg.l}^{-1}$), kdy zde tato hodnota převýšila i jarní nasycení vody tímto plynem a v porovnání s dalšími zkoumanými jezery zde byly vyšší koncentrace kyslíku zaznamenávány i během dalších letních měření. Jezero Lžovice se při některých měřeních výrazně odlišovalo i vyššími hodnotami Mn, kdy mohlo v tomto nejhlubším jezeře např. dojít k uvolnění tohoto prvku ze sedimentu za redukčních podmínek.

Z hlediska srovnání vývoje hodnot vybraných parametrů v jezerech a v řece vykazovala stará ramena především pokles koncentrací $N-NO_3$ během vegetačního období, kdy byl tento biogenní prvek výrazněji odčerpáván oživením stojaté vody. V případě starého ramene ve Lžovicích byly vyšší koncentrace kyslíku ve srovnání s řekou zaznamenávány vzhledem k rozvoji letního fytoplanktonu i v letních měsících, jinak bývá vyšší nasycení vody tímto plynem zaznamenáváno za vyšších teplot spíše v řece než ve fluviačních jezerech. V případě jezera v Poděbradech bylo toto srovnání z důvodu vzdálenosti k nejbližšímu labského profilu ovšem pouze orientační

Méně hluboká stará labská ramena, jejichž komunikace s řekou byla omezena, vykazovala naopak vyšší hodnoty řady stanovovaných parametrů. V souvislosti s lokálními podmínkami a

místními zdroji znečištění se pak jednotlivá jezera vyznačovala určitými specifiky, a to i z hlediska průběhu stanovovaných parametrů během sledovaného období.

Staré rameno v *Němčicích*, v jehož blízkosti se nacházela zahrádkářská kolonie, obec bez kanalizace a čištění odpadních vod, a které bylo z části obklopeno ornou půdou pokrývající v roce 1948 v 3 km okruhu kolem starého ramene až 68,72 % ploch, kdy v roce 2000 tento podíl poklesl o více jak 15 %, vykazovalo v rámci všech zkoumaných jezer nejvyšší hodnoty řady stanovovaných parametrů vody. Během sledovaného období vykazovala voda tohoto starého ramene nejvyšší hodnoty $KNK_{4,5}$, $N-NH_4$, vodivosti (IV. třída jakosti vody) a koncentrací Ca (II. třída jakosti vody), jezero se ovšem vyznačovalo především nejnižším nasycením vody kyslíkem (V. třída jakosti vody) a až o řád vyšším obsahem $P-PO_4$ a P_{tot} (V. třída jakosti vody), kdy hodnoty těchto parametrů výrazně během sledovaného období kolísaly. V tomto jezeře byly dále zjištěny i nejvyšší hodnoty $CHSK_{Mn}$ (III. třída jakosti vody), koncentrace Mg (I. třída jakosti vody) a i nejvyšší tvrdost vody. Parametr BSK_5 zde s maximální směrodatnou odchylkou určenou v rámci všech zkoumaných jezer dosahoval též vyšších hodnot (III. třída jakosti vody), než tomu bylo v případě ramen povrchově spojených s Labem, a při většině měření netvořily koncentrace biologicky snadno odbouratelných látek ani polovinu hodnot $CHSK_{Mn}$. Jezero se dále vyznačovalo vyšším obsahem chloridů a manganu, a ačkoliv zde průměrná koncentrace $N-NO_3$ odpovídala hodnotě zjištěné ve starém rameni ve Lžovicích, obsah $N-NO_3$ zde výrazně kolísal, byla zde změřena vůbec nejvyšší zaznamenaná koncentrace v rámci všech zkoumaných jezer ($7,8 \text{ mg.l}^{-1}$) a hodnoty tak odpovídaly III. třídě jakosti vody.

Z hlediska vývoje stanovovaných parametrů během sledovaného období se ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny jezera v *Němčicích* vyznačovalo především výrazně vyššími hodnotami $KNK_{4,5}$ v létě a na podzim a vůbec nejvyšší změřenou hodnotou vodivosti přesahující v březnu 140 mS.m^{-1} . Oproti dalším zkoumaným jezerům byly hodnoty tohoto parametru výrazně vyšší i při dalších měřeních, což odpovídalo i nejvyšším změřeným obsahům Ca, Mg, Cl⁻, ale i hodnotám $CHSK_{Mn}$ s maximem dosaženým v květnu ($12,0 \text{ mg.l}^{-1}$), které nebylo v žádném zkoumaném jezeře překonáno. Ačkoliv zde byly v březnu změřeny nejvyšší koncentrace kyslíku v rámci všech zkoumaných jezer, v létě zde nasycení vody tímto plynem výrazně pokleslo a v srpnu průměrná koncentrace v povrchových vzorcích vody nedosahovala ani 2 mg.l^{-1} . Nízké koncentrace kyslíku zaznamenané během léta zde pravděpodobně způsobily i uvolnění fosforu ze sedimentů, jehož obsah zde od června 2007 mnohonásobně vzrostl, nelze ovšem vyloučit ani lokální antropogenní znečištění. Koncentrace P_{tot} zde v tomto období dosahovaly až o řád vyšších hodnot než v dalších zkoumaných jezerech ($1,40 \text{ mg.l}^{-1}$) a fosforečnanová forma tohoto prvku zde při řadě měření tvořila zásadní složku P_{tot} . V tomto starém rameni byly dále změřeny nejvyšší koncentrace $N-NO_3$, nicméně během léta zde byly dusičnany téměř vyčerpány a při některých měřeních dominovala i amoniakální forma tohoto prvku. Jak prokázala PCA analýza dat, při jednotlivých měřeních korelovaly především parametry BSK_5 , $N-NO_3$, koncentrace kyslíku a

pH, dále pak tvrdost vody a obsah Fe, ale především Ca a vodivost, CHSK_{Mn} a koncentrace chloridů a též obsah P_{tot} , P-PO_4 a Mn. Nejpodobnější chemismus vykazovaly vzorky odebrané v červenci, srpnu říjnu 2007.

Extrémní hodnoty řady stanovovaných parametrů, které zde byly zjištěny při některých měřeních, výrazně převyšovaly koncentrace určené v tomto období na nejbližším měrném profilu v řece. Od března jezero vykazovalo ve srovnání s Labem až dvojnásobnou vodivost a koncem zimy a počátkem jara byla ve starém rameni zjištěna i výrazně vyšší koncentrace kyslíku a N-NO_3 , kdy ovšem hodnoty obou těchto parametrů během léta nedosahovaly obsahů změřených v Labi ani z poloviny. Z hlediska organického zatížení vykazovalo jezero až dvojnásobné hodnoty CHSK_{Mn} a i výrazně vyšší BSK_5 během téměř celého sledovaného období. Od června byly ve starém rameni zjištěny i několikanásobně vyšší hodnoty fosforu poukazující na lokální zdroj kontaminace.

Jak tedy z těchto výsledků vyplývá, jezero bylo velmi zatíženo lokálními zdroji znečištění, které představovalo především použití dusíkatých a fosforečnanových hnojiv na pozemcích obklopujících jezero, jak uvádí M. Mrázová (2007), v blízkosti starého ramene byl občasné skladován hnůj, a nelze vyloučit ani úniky fekálního znečištění z obce Němčice. Staré rameno tak vzhledem k vysokým koncentracím fosforu dosahovalo až hypertrofního charakteru a jeho hladina byla během vegetačního období pokryta silnou vrstvou okřehku. V jezeře byl pozorován i únik plynů produkovaných při rozkladných procesech nahromaděné organické hmoty a řada sledovaných parametrů zde výrazně během sledovaného období kolísala.

Oddělená tůň *Václavka*, která povrchově nekomunikuje s Labem ani za pětileté vody a v současnosti tvoří spíše značně zazemněnou zbytkovou vodní plochu, vykazovala ve srovnání s dalšími zkoumanými jezery určitá specifika. Staré rameno je z části obklopeno ornou půdou, která zde v 3 km okruhu zaujímal v roce 1948 43,87 % ploch, kdy pak v roce 2000 tento podíl ještě o několik procent vzrostl, nicméně v blízkosti starého ramene se nenachází žádná obec nebo jiný bodový zdroj znečištění a lokalita je součástí chráněného území Hrbáčkovy tůně.

Ačkoliv toto jezero vykazovalo vyšší hodnoty $\text{KNK}_{4,5}$, vodivosti (III. třída jakosti vody), BSK_5 (III. třída jakosti vody), CHSK_{Mn} (II. třída jakosti vody) s maximální směrodatnou odchylkou v rámci všech zkoumaných starých ramen, druhý nejvyšší zaznamenaný obsah Ca (I. třída jakosti vody), Fe (I. třída jakosti vody), Mn (III. třída jakosti vody) a značně vysokou hodnotu tvrdosti vody, bylo zde zaznamenáno nejnižší pH, koncentrace chloridů (I. třída jakosti vody) a Mg (I. třída kvality vody). Toto jezero se ovšem vyznačovalo nejnižším obsahem N-NH_4 (I. třída jakosti vody) a především N-NO_3 (I. třída jakosti vody) a P_{tot} (II. třída jakosti vody), kdy zde byly tyto biogenní prvky pravděpodobně značně odčerpány rozvinutým oživením tůně za nedostatečného doplňování z případných blízkých antropogenních zdrojů znečištění (hnojení přilehlých pozemků). Nasycení vody kyslíkem zde dosahovalo III. třídy jakosti vody a odpovídalo hodnotám zjištěným v jezerech spojených s Labem. Během výzkumů prováděných v letech 2005 a 2006 zde byla stanovena především

výrazně vyšší hodnota CHSK_{Mn} , vyšší obsah N-NH_4 , a ačkoliv byly tehdejší koncentrace N-NO_3 též vyšší, stále nedosahovaly hodnot srovnatelných s ostatními zkoumanými starými rameny. Téměř poloviční koncentrace bylo dosaženo v případě Ca, což by mohlo nasvědčovat pozdějšímu ovlivnění starého ramene (vápnění z důvodu úpravy pH), v jezeře bylo ovšem zjištěno i výrazně nižší nasycení vody kyslíkem (Kryžová, 2007). Z těchto údajů vyplývá, že v případě zatížení organickými látkami a prokysličení vody se situace v tůni Václavka mírně zlepšila.

Z hlediska posouzení vývoje hodnot stanovovaných parametrů během sledovaného období se jezero Václavka vyznačovalo stabilním pH s nejvyšší hodnotou zaznamenanou v červenci, zatímco v dalších zkoumaných jezerech bylo nejvyšší pH stanovováno koncem zimy a počátkem jara. Nejvyšší hodnoty BSK_5 a CHSK_{Mn} zde byly zjištěny v květnu a biologicky lehce odbouratelné organické látky zde tvořily v porovnání s dalšími zkoumanými jezery největší podíl hodnot CHSK_{Mn} . Jak již bylo zmíněno, jezero Václavka se vyznačovalo především až o řád nižšími koncentracemi N-NO_3 , které byly ještě během vegetačního období sníženy, a při některých měřeních zde dominovala amoniakální forma dusíku. Vyšší hodnoty P_{tot} a P-PO_4 byly zaznamenávány podobně jako v dalších starých ramenech za nižšího nasycení vody kyslíkem. Tůň Václavka se dále odlišovala vyššími koncentracemi Mn zaznamenanými především v červnu ($0,49 \text{ mg.l}^{-1}$), kdy byl zjištěn i vyšší obsah Fe za nižšího nasycení vody kyslíkem, kdy mohlo dojít k uvolnění prvků ze sedimentů. Vyšší vodivost zjištěná podobně jako v dalších jezerech v březnu zde odpovídala výrazně vyššímu obsahu Ca. Podle výsledků PCA analýzy zde při jednotlivých odběrech korelovaly především parametry CHSK_{Mn} , BSK_5 , $\text{KNK}_{4,5}$ a Fe, dále pak Ca, Mg, obsah chloridů, vodivost a tvrdost vody, ale i koncentrace N-NO_3 a kyslíku a samozřejmě hodnoty P-PO_4 a P_{tot} . Největší podobnost vzorků vody byla prokázána při měřeních provedených v srpnu 2006 a v červenci a srpnu 2007.

Ačkoliv je tedy tůň Václavka zcela oddělena od řeky, srovnání s údaji z nejbližšího labského profilu prokázalo s výjimkou březnového měření podobný vývoj hodnot vodivosti během celého sledovaného období. Srovnatelných změn bylo dosaženo i v případě koncentrací kyslíku. V porovnání s Labem vykazovalo ovšem staré rameno koncem jara a počátkem léta vyšší organické zatížení odpovídající charakteru stojaté vody fluviálních jezer. Zásadní rozdíl byl zjištěn v obsahu N-NO_3 , kdy v porovnání s hodnotami v řece v Lysé nad Labem byly při všech měřeních ve starém rameni stanoveny řádově nižší koncentrace. Ačkoliv byl vývoj hodnot P_{tot} srovnatelný s řekou, obsah fosforu byl v jezeře nižší.

Jak je tedy z těchto výsledků patrné, tůň Václavka vykazovala ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny značně specifický charakter, a to především z hlediska nízkého obsahu dusíku. Povrchové spojení s Labem, které obsahuje v těchto místech vyšší koncentrace nutrientů, by tak mohlo trofií jezera ovlivnit.

Staré rameno *Obříství*, v jehož blízkosti se nachází obec, která donedávna postrádala náležité nakládání s odpadními vodami, je podobně jako další zkoumaná jezera z části obklopeno

ornou půdou, která zde v roce 1948 zaujímal v 3 km okruhu 61,14 % procent ploch, kdy v roce 2000 byl již tento podíl přibližně o 2 % nižší. Do starého ramene ústí přítok Černavka s převážně zemědělským povodím, ve kterém je též umístěno několik obcí bez kanalizace a ČOV (Šnajdr, 2002).

V tomto starém rameni byly ve srovnání se stále s Labem spojenými jezery zjištěny vyšší hodnoty $KNK_{4,5}$, nicméně především výrazně vyšší vodivost (IV třída jakosti vody), obsah Ca (I. třída jakosti vody), $CHSK_{Mn}$ (III. třída jakosti vody), P_{tot} (III. třída jakosti vody), $N-NH_4$ (I. třída jakosti vody), Mg (I. třída jakosti vody) a tvrdost vody, kdy tyto parametry však nepřesáhly hodnoty změřené v jezeře Němčice. Jezero Obříství se však v rámci všech zkoumaných jezer vyznačovalo především nejvyššími hodnotami pH, nasycení vody kyslíkem (III. třída jakosti vody), hodnotami BSK_5 (IV. třída jakosti vody), nejvyššími koncentracemi $N-NO_3$ (III. třída jakosti vody), chloridů (I. třída jakosti vody) a Fe (III. třída jakosti vody). Ukazatelé tvrdosti vody a obsah Mg, Cl a Fe zde v rámci všech zkoumaných jezer nejvíce během sledovaného období kolísaly.

V roce 2000 a 2001 zde byly zjištěny ještě vyšší hodnoty pH, $KNK_{4,5}$, vodivosti, BSK_5 , $CHSK_{Mn}$, obsah chloridů, Ca a $P-PO_4$ a především koncentrace všech tří stanovovaných forem dusíku, kdy v případě $N-NO_3$ dosahovala průměrná hodnota $8,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Srovnatelné koncentrace byly zaznamenány v případě kyslíku a manganu, obsah Fe byl naopak nižší (Šnajdr, 2002). Jak tedy z těchto údajů vyplývá, kvality vody se v tomto starém rameni zlepšila, k čemuž pravděpodobně přispěla především výstavba ČOV v obci Obříství v roce 2006, na kterou byla v roce 2010 napojena i nedaleká obec Chlumín.

Z hlediska vývoje stanovovaných parametrů se staré rameno vyznačovalo především výrazně vyššími hodnotami vodivosti dosaženými pravděpodobně v souvislosti s jarním táním (posyp vozovek, vápnění z důvodů úpravy pH) v únoru a březnu, kdy byly v jezeře zaznamenány i nejvyšší průměrné koncentrace vápníku ($177,5 \text{ mg.l}^{-1}$), hořčíku ($26,2 \text{ mg.l}^{-1}$), chloridů ($82,5 \text{ mg.l}^{-1}$) a tvrdosti vody v rámci všech zkoumaných jezer. Koncem zimy zde byly podobně jako v dalších zkoumaných starých ramenech zjištěny i výrazně vyšší hodnoty $N-NO_3$, kdy pak v následujících měsících došlo k odčerpání dusíku během vegetačního období. V případě pH a koncentrací kyslíku nebyly téměř při polovině měření zdejší hodnoty překonány údaji z dalších zkoumaných starých ramen a tyto parametry zde dosahovaly svých maxim především koncem zimy a počátkem jara. Hodnoty BSK_5 a $CHSK_{Mn}$ zde rostly především koncem jara a počátkem léta, kdy zde byla při červnovém měření zjištěna nejvyšší průměrná hodnota BSK_5 ($8,60 \text{ mg.l}^{-1}$), která nebyla v rámci všech jezer překonána. Ačkoliv zde dosahoval parametr $CHSK_{Mn}$ vyšších hodnot, obsah těžce rozložitelných organických látek nepřekročil při žádném měření hodnoty z jezera Němčice. Nejvyšší koncentrace P_{tot} a $P-PO_4$ zde byly zaznamenány v květnu a červnu, jezero se ve srovnání s dalšími starými rameny vyznačovalo ovšem především maximálními koncentracemi Fe zaznamenanými v červnu a červenci ($2,83$ a $1,15 \text{ mg.l}^{-1}$), kdy mohlo dojít k uvolnění Fe ze sedimentu redukcí $FePO_4$ za anoxických podmínek. Podle PCA analýzy dat zde v rámci provedených měření

korelovaly především parametry vodivost, tvrdost vody, koncentrace Ca, Mg, Cl, ale i N-NO₃ a dále pak hodnoty Mn, P_{tot}, P-PO₄, N-NH₄, Fe a CHSK_{Mn}.

Z hlediska srovnání s hodnotami vybraných parametrů na labském profilu v Obříství, bylo v jezeře dosaženo výrazně vyšší vodivosti v únoru a březnu, čemuž odpovídaly i vysoké koncentrace Ca, Mg a Cl. Ve starém rameni bylo dále především na jaře zjištěno výrazně vyšší nasycení vody kyslíkem odpovídající masivnímu rozvoji fytoplanktonních druhů stojaté eutrofní vody. Vyšší obsah organických látek vykazovalo ovšem staré rameno téměř během celého sledovaného období. Ve srovnání s řekou bylo v jezeře výrazně vyšších hodnot N-NO₃ dosaženo v únoru a březnu, koncem jara a v létě však v souvislosti s odčerpáním dusičnanů oživením starého ramene koncentrace poklesly a dosahovaly tak výrazně nižších hodnot než tomu bylo v Labi. Ačkoliv tedy toto staré rameno vykazovalo v rámci všech zkoumaných jezer nejvyšší hodnoty N-NO₃, nedosahoval zde průměrný obsah dusičnanů takových koncentrací, jaké byly zaznamenány v řece na profilu Obříství. Výrazně vyšší obsah P_{tot} byl v jezeře zaznamenána v květnu, v Labi byla ovšem mnohonásobně vyšší hodnota změřena koncem června. Tento zvýšený obsah P_{tot} nebyl ovšem ve starém rameni zaznamenán, což odpovídalo jeho omezené komunikaci s řekou.

Vzhledem k dostatku biogenních prvků došlo v tomto starém rameni k masivnímu rozvoji fytoplanktonních druhů, jejichž produkce kyslíku zde v porovnání s dalšími zkoumanými starými rameny dosahovala nejvyšších hodnot a výrazně též překročila nasycení vody tímto plynem v Labi. Jak již bylo zmíněno, toto jezero se vyznačovalo i nejnižší průhledností. Z hlediska zatížení jezera organickými látkami se zde kromě autochtonního materiálu mohla uplatnit i antropogenní kontaminace pocházející z blízkých obcí. Nejvyšší koncentrace dusičnanů zjištěné v tomto starém rameni pocházely pravděpodobně z hnojiv použitých na sousední orné půdě, určité množství mohla ze svého převážně zemědělského povodí do jezera přinést i říčka Černavka.

10.4 Kvalita sedimentů

Pro komplexní zhodnocení zatížení sedimentů zkoumaných starých ramen bylo vždy snahou získat co nejdělsí profil sedimentu, který použitá technika umožňovala.

Výsledky zrnitostních rozborů profilů sedimentů odebraných ve zkoumaných starých labských ramenech prokázaly velmi podobné složení, kde pouze některé vrstvy vykazovaly zrnitější, nebo naopak výrazně jemnější materiál a barevné změny. Většina profilů byla tvořena homogenním sedimentem klasifikovaným jako písčité jíly, což odpovídalo charakteru fluviálních jezer.

Získané profily sedimentu se ovšem výrazně lišily obsahem stanovovaných kovů a arzenu, které vzhledem k nízkým požadovým koncentracím v zájmovém území středního Polabí indikovaly antropogenní zdroje kontaminace, které především v dřívějších letech představovaly podniky Pardubické aglomerace - Synthesia, a. s., v Semtíně v minulosti vypouštěla do řeky vody obsahující řadu organických a anorganických látek, látky toxické, fenoly, oleje a barviva, kdy vody síranové a chloridové byly řízeně vypouštěny z retenční

nádrže Lhotka do Labe za vyšších průtoků (Trejtnar a kol., 1978). Další zátěž řeky představovalo město Kolín s rozvinutým průmyslem potravinářským, chemickým a strojírenským (Lučební závody Kolín, a. s., Lučební závody Draslovka Kolín, a. s.), nebo Čelákovice, kde byly umístěny kovohutě (Holub a kol., 2000). Jedním z nejvýznamnějších znečišťovatelů Labe byla ovšem Spolana, a. s., v Neratovicích produkující kromě chladících vod i organicky a anorganicky znečištěné vody odpadní. Vyšší obsah Ag pocházel z výroby fotografického materiálu v podniku Foma Bohemia, spol. s r. o., v Hradci králové, který byl založen již ve 20. letech 20. století (Trejtnar a kol., 1978). Starší antropogenní kontaminaci představovala ovšem i středověká těžba v oblasti Kaňku u Kutné Hory, která byla od pol. 13. století zdrojem nejen Ag, ale i Pb a dalších prvků (Veselý, Gürtlerová, 1996). Zdrojem měřených kovů a arzenu jsou ovšem i spalovny a skládky, výroba akumulátorů, pokovování, nebo užití určitých hnojiv a pesticidů, zatížení představovaly i nečištěné komunální odpadní vody, které byly bez úpravy vypouštěny do řeky.

Z hlediska celkového hodnocení zatížení jednotlivých profilů byl nejméně znečištěný sediment zjištěn ve starém rameni v Němčicích a v tůni Václavka.

V profilu sedimentu odebraném v jezeře v *Němčicích* (67 cm) odpovídaly podle mezinárodně uznávané klasifikace geoakumulačních indexů (I_{geo}) (Müller, 1979) koncentrace As a Cd nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu, střední znečištění zde bylo stanoveno pro obsah Pb a Zn a nejvyšší zátěž zde byla určena v případě Ag a odpovídala silné až velmi silné kontaminaci sedimentu. Další stanovované prvky zde sediment nekontaminovaly. Průměrný obsah C_{org} zde odpovídal 11,8 % a hodnoty se v jednotlivých vrstvách profilu jen málo odlišovaly. Ve srovnání s dalšími profily hodnocenými v rámci této studie vykazoval sediment z tohoto starého ramene nejnižší průměrný obsah As, Hg, Mn a oproti korytovému sedimentu odebranému v roce 2007 v Labi v profilu Němčice, vykazoval materiál z jezera výrazně vyšší obsah Cr a Pb a zvýšené hodnoty Zn, Cu a Hg. Značné znečištění Ag zaznamenané v 90. letech Z. Borovcem (1995) v korytových sedimentech Labe pod Hradcem Králové v souvislosti s emisemi z výroby fotografického materiálu zde v odebraném profilu sedimentu dosahovalo ve srovnání s dalšími zkoumanými profily nižších hodnot. Kontaminace tak mohla být uložena v hlubších vrstvách sedimentu, nebo se zde projevila omezená komunikace jezer s řekou.

Z hlediska změny koncentrací stanovovaných prvků s hloubkou zde byly zjištěny nejvyšší hodnoty Mn, Cd, Zn a Ag při povrchu sedimentu a jak potvrdila statistická analýza dat (PCA), obsah těchto kovů byl ve vzorcích pozitivně korelovan. Nejvyšší koncentrace Ni, Cr, Pb a Fe byly pak stanoveny ve vrstvě sedimentu hluboké 31 – 43 cm, maximální obsah organického uhlíku pak obsahovala nejhlubší vrstva tohoto profilu.

Jezero bylo pravděpodobně kontaminováno opakovaně a vzhledem k současným obsahům měřených prvků v sedimentech Labe se jednalo pravděpodobně o starší znečištění. Díky omezené komunikaci s řekou a především umístění před pardubickou aglomerací, která

disponuje řadou průmyslových zdrojů znečištění, zde bylo ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny zjištěno nižší znečištění vzorků sedimentů.

Velmi nízké zatížení bylo ovšem zaznamenáno i v případě tůň *Václavka*, kde podle systému I_{geo} odpovídal obsah As a Pb nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu a pro koncentrace Ag, Hg a Zn zde bylo určeno střední znečištění. V tomto profilu (67 cm) byl ovšem v rámci všech odběrových míst zjištěn nejvyšší obsah C_{org} (22,3 %) odpovídající pravděpodobně značně rozvinuté vegetaci tohoto starého ramene.

Ve srovnání s dalšími profily hodnocenými v rámci tohoto výzkumu obsahoval sediment z tůň *Václavka* nejnižší průměrné koncentrace As, Cd, Cr, Cu, Pb a Zn a hodnoty stanovovaných prvků zde s výjimkou Zn vykazovaly i minimální směrodatné odchylky. Vyšší koncentrace Cr, Cd, Mn a Fe byly v roce 2007 zjištěny i v korytových sedimentech řeky v Lysé nad Labem, kdy sediment z jezera vykazoval vyšší průměrnou hodnotu pouze v případě Cu a Hg.

Z hlediska změny hodnot měřených prvků s hloubkou sedimentu byla ve vrstvě 19 – 31 cm pod povrchem sedimentu stanovena vůbec nejvyšší hodnota C_{org} , která nebyla v žádném dalším vzorku překonána. V tomto vzorku byl určen i vyšší obsah Hg, nicméně vyšší koncentrace dalších měřených prvků byly stanovovány v odlišných hloubkách sedimentu, což pravděpodobně odpovídalo různým zdrojům znečištění a odlišné době kontaminace.

Tůň *Václavka* tak byla pravděpodobně vzhledem ke svému brzkému oddělení od Labe a poloze, kdy k opětovnému povrchovému spojení s řekou nedochází ani za pětileté vody značně uchráněna antropogennímu znečištění, které bylo v oblasti Čelákovic zjištěno např. v 90. letech v korytových sedimentech Labe, které zde vykazovaly především zvýšený obsah Cu, ale i Cd a As (Borovec, 1995).

Vyšší koncentrace měřených prvků vykazoval profil odebraný v blízkosti řeky v jezeře u *Poděbrad* (204 cm), které bylo povrchově spojeno s Labem. Podle klasifikace pomocí I_{geo} zde obsah As a Cu odpovídal nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu, dále zde byla zjištěna střední kontaminace Hg, Pb a Zn, hodnoty Cd zde odpovídaly střednímu až silnému znečištění a profil byl silně až velmi silně kontaminován Ag. V sedimentu z tohoto starého ramene byl v rámci všech analyzovaných profilů zjištěn nejvyšší průměrný obsah As (37 mg.kg^{-1}) a i vyšší koncentrace Pb (96 mg.kg^{-1}), kdy hodnoty těchto prvků v profilu poměrně kolísaly. Vzhledem k faktu, že se v blízkosti tohoto ramene nenacházel labský profil, kde by byl dlouhodobě prováděn systematický monitoring říčních korytových sedimentů, nebylo toto srovnání provedeno.

Z hlediska změny koncentrací stanovovaných prvků s hloubkou sedimentu obsahovala povrchové vrstva ve srovnání s dalšími profily vyšší obsah Ni, výraznější nárůst hodnot měřených prvků byl ovšem zjištěn zejména v hloubce 84 – 120 cm, kde byly stanoveny dvě vůbec nejvyšší koncentrace As zjištěné v rámci všech analyzovaných vzorků (79 a 68 mg.kg^{-1}), ale i vyšší obsah Cd ($5,8 \text{ mg.kg}^{-1}$), Hg ($7,40 \text{ mg.kg}^{-1}$), Pb (162 mg.kg^{-1}) a Zn (1292 mg.kg^{-1}). Vyšší hodnoty As (65 mg.kg^{-1}) byly pak zaznamenány ještě v hloubce

156 – 168 cm. Podobné složení s nižšími hodnotami stanovovaných kovů, arzenu a organického uhlíku vykazovaly především vrstvy sedimentu odebrané z hloubky 132 – 144 cm a 192 – 204 cm a jak prokázala PCA analýza dat, koncentrace Cr a Mn, Fe a Cd a Cu a Ni byly ve vzorcích pozitivně korelovány.

Vzhledem k nárůstu koncentrací měřených prvků v různých hloubkách sedimentu zde docházelo ke kontaminaci starého ramene pravděpodobně opakovaně. Nejvyšší hodnoty As zaznamenané v hlubších vrstvách zde patrně odpovídaly staršímu znečištění, které pocházelo z bližších zdrojů znečištění, které mohly představovat průmyslové podniky Kolínska. Ve srovnání s jezery Lžovice a Obřívství vykazovalo ovšem toto staré rameno výrazně nižší znečištění, které pravděpodobně odpovídalo poklesu kontaminace v Labi.

Dřívější výzkum sedimentů prováděný v této oblasti ve starém rameni *Doleháj* prokázal podle systému I_{geo} ve srovnání s jezerem Poděbrady vyšší znečištění Ag, nicméně nižší kontaminaci Cd, Cu, Hg a Zn (obsah As nebyl měřen, Chalupová, 2003). Nižší zatížení tohoto starého ramene pravděpodobně souviselo s jeho brzkým oddělením od Labe (2. pol. 19. století), nutné je ovšem též zohlednit výrazně kratší délku hodnocených profilů.

Výrazně vyšší hodnoty řady stanovovaných prvků byly zjištěny především ve starém rameni u *Lžovic*. Sediment získaný v odběrovém místě A v blízkosti Labe dosahoval hloubky 151 cm a podle systému I_{geo} zde hodnoty As a Cr odpovídaly nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu. Střední znečištění zde bylo stanoveno v případě Cu a Pb, střední až silné kontaminaci pak odpovídaly hodnoty Hg a Zn. Silné znečištění zde bylo stanoveno pro koncentrace Cd a profil sedimentu vykazoval velmi silnou kontaminaci Ag.

V rámci všech zkoumaných profilů byla v tomto odběrovém místě stanovena nejvyšší průměrná koncentrace Ag ($11,2 \text{ mg.kg}^{-1}$), Cd ($4,6 \text{ mg.kg}^{-1}$), Cr (232 mg.kg^{-1}), Cu (209 mg.kg^{-1}), Hg ($3,99 \text{ mg.kg}^{-1}$) a vysoký obsah Ni (38 mg.kg^{-1}), kdy koncentrace kovů v profilu značně kolísaly.

Vyšší obsah několika zkoumaných prvků byl zaznamenán ve vrstvách hlubokých 7 – 31 cm, kde byl zjištěn např. vyšší obsah Cu (243 mg.kg^{-1}) a Cd ($5,8 \text{ mg.kg}^{-1}$); další nárůst hodnot byl pak stanoven 55 – 79 cm pod povrchem sedimentu, kde byla změřena druhá nejvyšší koncentrace Ag ($24,0 \text{ mg.kg}^{-1}$), Cd ($6,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) a Cr (310 mg.kg^{-1}) zaznamenaná v rámci všech analyzovaných vzorků. Výrazné zvýšení obsahu měřených kovů bylo ovšem v tomto profilu zjištěno i v hloubce 91 – 127 cm, kde byla stanovena vůbec nejvyšší změřená hodnota Cd ($6,9 \text{ mg.kg}^{-1}$) a dvě nejvyšší koncentrace Cu (394 a 260 mg.kg^{-1}) v rámci všech profilů. Svým nižším obsahem stanovovaných látek si pak byly nejvíce podobné vzorky sedimentu odebrané z hloubky 79 – 91 cm a 91 – 103 cm.

V této části jezera tak došlo pravděpodobně k opakované sedimentaci kontaminované suspenze, nicméně vzhledem k blízkosti ústí starého ramene do řeky nelze ovšem vyloučit ani přepracování uloženého materiálu za zvýšených průtoků v Labi.

Profil B odebraný ve vzdálenější části starého ramene od ústí do řeky dosahoval hloubky 103 cm a podle systému I_{geo} zde koncentrace As, Cr a Cu odpovídaly nekontaminovanému až

středně kontaminovanému sedimentu, střední znečištění zde bylo zaznamenáno v případě Pb a hodnoty Cd, Hg a Zn zde odpovídaly střední až silné kontaminaci. V tomto profilu bylo podobně jako odběrovém místě A zjištěno velmi silné znečištění Ag.

Ve srovnání s dalšími zkoumanými profily vykazoval tento sediment vyšší průměrný obsah Ag ($8,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) a Cr (137 mg.kg^{-1}) a koncentrace řady stanovovaných prvků zde dosahovaly největších hodnot směrodatné odchylky. V tomto profilu byl stanoven nejnižší obsah C_{org} (7,6 %).

Největší znečištění zde bylo zaznamenáno v povrchové vrstvě sedimentu, kde byla změřena nejvyšší koncentrace Ag ($32,7 \text{ mg.kg}^{-1}$) a Cr (319 mg.kg^{-1}) zjištěná v rámci všech analyzovaných vzorků. Další nárůst hodnot stanovovaných prvků byl zaznamenán v hloubce 91 – 103 cm, kde byla určena druhá nejvyšší koncentrace Pb (193 mg.kg^{-1}) a Zn (1301 mg.kg^{-1}). Ve vzorcích sedimentu z tohoto profilu byla podle PCA analýzy dat prokázána pozitivní korelace především v případě Cu, Ni a Cr.

Profily odebrané ve starém rameni ve Lžovicích se vzájemně značně lišily, a to jak koncentracemi stanovovaných prvků (vyšší průměrný obsah řady kovů zjištěny v profilu A v blízkosti ústí starého ramene do řeky), tak především jejich distribucí v profilu sedimentu, kdy se pravděpodobně s rostoucí vzdáleností od ústí jezera do Labe rozdílně uplatnil vliv řeky (dynamika zanášení, sedimentace kontaminované suspenze, přepracování sedimentů za vyšších průtoků v řece). Vzhledem k blízkosti obce Lžovice nelze ovšem vyloučit ani lokální zdroj kontaminace.

Při srovnání se znečištěním korytových sedimentů z profilu Valy v roce 2007 vykazovalo jezero výrazně vyšší průměrné koncentrace Cr, Cd, Cu, Hg, Pb a Zn, což poukazuje na starší kontaminaci ramene. Do 70. let 20. století tvořil tento meandr hlavní koryto Labe a i dnes je s řekou stále povrchově spojen. Jezero je tak značně vystaveno znečištění řeky, která zde byla především v minulosti silně kontaminována průmyslovým znečištěním z pardubické aglomerace. Zvýšení koncentrací Hg, Pb a Zn v tomto úseku Labe potvrdil i výzkum korytových sedimentů řeky prováděný v 90. letech Z. Borovcem (1995). Nejvyšší koncentrace Ag zaznamenané v tomto starém rameni mohly ovšem souviset i se středověkou těžbou tohoto kovu v oblasti vrchu Kaňk.

Z hlediska starších výzkumů sedimentů labských ramen prováděných mezi Pardubicemi a Kolínem prokázaly značné znečištění těžkými kovy i profily odebrané v jezeře *Labiště pod Opočínkem*, které se nacházelo nedaleko podniku Synthestia, a. s., u Pardubic. Velmi silná kontaminace zde byla opět zaznamenána v případě Ag a koncentrace Cd, Pb a Zn zde odpovídaly středně silnému až silnému znečištění (Klouček, 2002). Jezero komunikovalo s Labem kanálem v jeho západní části a oba profily získané v roce 2001 a 2002 dosahovaly hloubky pouze 50 cm.

Značné zatížení sedimentů bylo stanoveno i ve starém rameni *Obříství*, kde profil A získaný v blízkosti řeky dosahoval hloubky 163 cm a podle I_{geo} zde koncentrace As a Cu odpovídaly nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu. V tomto profilu bylo dále

stanoveno střední znečištění Hg, kdy byla ovšem provedena analýza pouze několika vrstev sedimentu, a sediment zde vykazoval střední až silnou kontaminaci Cd, Pb a Zn. Nejvyšší znečištění zde bylo zaznamenáno v případě Ag, jehož obsah zde odpovídal velmi silné kontaminaci.

Sediment z tohoto odběrového místa vykazoval ve srovnání s dalšími zkoumanými profily vyšší průměrný obsah As (25 mg.kg^{-1}), Cd ($3,1 \text{ mg.kg}^{-1}$), Cu (121 mg.kg^{-1}) a Zn (594 mg.kg^{-1}), nicméně v případě Mn (1072 mg.kg^{-1}), Ni (43 mg.kg^{-1}) a Pb (124 mg.kg^{-1}) zde byla zaznamenána vůbec nejvyšší průměrná koncentrace stanovená v rámci všech zkoumaných profilů. Hodnoty Mn a Ni zde vykazovaly ovšem i maximální směrodatné odchylky.

Vyšší koncentrace měřených prvků byly v tomto profilu zaznamenávány především v hloubce 31 – 67 cm, kde byly stanoveny vůbec nejvyšší zjištěné koncentrace Mn (7285 mg.kg^{-1}), Zn (1307 mg.kg^{-1}) a Pb (196 mg.kg^{-1}), dvě nejvyšší hodnoty Ni (87 a 56 mg.kg^{-1}), ale i druhý nejvyšší obsah Cd ($6,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) naměřený v rámci všech analyzovaných vzorků. V této vrstvě byl pak stanoven i poměrně vysoký obsah Ag ($21,0 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Profil Obříství A se ovšem vyznačoval zejména shodným nižším obsahem stanovovaných prvků ve více vrstvách sedimentu, kdy největší podobnost vykazovaly vzorky z hloubky 91 – 103 cm a 103 – 115 cm a dále především sedimenty uložené 7 – 19 cm a 127 – 139 cm hluboko. Pozitivní korelace obsahu prvků ve vzorcích tohoto profilu zde byla analýzou PCA prokázána zejména v případě Pb a Cu a As a Mn.

Tento profil vykazoval ve srovnání s odběrovým místem B vyšší koncentrace řady stanovovaných prvků, kdy se ovšem jejich distribuce v profilu podobně jako ve starém rameni ve Lžovicích významně lišila. Patrně zde mělo pět určující význam Labe, které za vyšších vodních stavů kontaminovalo jezero znečištěnou suspenzí, nicméně mohlo zde dojít i k resuspendaci a přepracování sedimentu.

Profil B získaný v centrální části starého ramene dosahoval 187 cm a podle I_{geo} zde byla zjištěna silná kontaminace Ag, koncentrace As a Cu odpovídaly nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu, střední znečištění zde bylo zjištěno v případě Cd a Pb a v tomto profilu bylo dále prokázáno střední až silné znečištění Hg a Zn.

Sediment zde ve srovnání s profily z dalších odběrových míst vykazoval nejvyšší průměrnou hodnotu zinku (629 mg.kg^{-1}), vysoký průměrný obsah Hg ($3,41 \text{ mg.kg}^{-1}$) s maximální zaznamenanou směrodatnou odchylkou a vysokou koncentrací Mn (784 mg.kg^{-1}). V tomto profilu byla ovšem zjištěna i nejnižší průměrná hodnota Ni.

Vrstvy uložené 55 – 67 cm pod povrchem sedimentu vykazovaly druhý nejvyšší zaznamenaný obsah Mn (1926 mg.kg^{-1}), výrazný nárůst koncentrací několika měřených prvků byl ovšem dále zjištěn v hloubce 115 – 127 cm, kde byly určeny především dvě vůbec nejvyšší stanovené koncentrace Hg ($10,73$ a $7,87 \text{ mg.kg}^{-1}$) a vysoký obsah Mn (1898 mg.kg^{-1}). Nižšími koncentracemi měřených prvků se podle analýzy PCA podobaly vzorky z hloubky 19 – 31 cm a především 7 – 19 cm a 127 – 139 cm, pozitivní korelace zde

byla ve vzorcích sedimentu prokázána především v případě Zn a Fe. Jak je tedy patrné, jednalo se zde pravděpodobně o starší opakovanou kontaminaci starého ramene.

Při srovnání průměrných koncentrací stanovovaných prvků v profilech z tohoto starého ramene s výsledky analýz korytových sedimentů z labského profilu v Obříství v roce 2007 byly v postatě téměř ve všech případech zjištěny vyšší hodnoty kovů a arzenu v sedimentech jezera. Toto zjištění poukazuje na fakt, že staré rameno bylo kontaminováno již v dřívějších letech, kdy pravděpodobně během vyšších vodních stavů došlo k přelití betonové hráze oddělující staré rameno od Labe, a tak zde mohla kontaminovaná suspenze unášená řekou při poklesu rychlosti proudění vody sedimentovat. Řeka byla v těchto místech především v minulosti velmi silně znečištěna průmyslovou kontaminací produkovanou v podniku Spolana, a. s., v Neratovicích. Zvýšené koncentrace Hg, Cd, Zn a Pb zde byly zjištěny i při výzkumu korytových sedimentů Labe prováděném v 90. letech (Borovec, 1995). Do starého ramene ústí i přítok Černavka přinášející znečištění ze svého převážně zemědělského povodí, ve kterém se nachází několik obcí se zcela nedostatečným zabezpečením odpadních vod.

Sedimenty tohoto jezera byly zkoumány již v roce 2000, kdy 60 cm dlouhý profil vykazoval podle systému I_{geo} silnou kontaminaci Cd a Hg a obsah Pb a Zn zde odpovídal střednímu až silnému znečištění (stanovení Ag a As nebylo tehdy provedeno, Šnajdr, 2002). Stejně dlouhý profil zde byl odebrán i po povodni v roce 2002 (stanovení As nebylo provedeno), kdy zde bylo zjištěno velmi silné znečištění Ag, v případě Cd a Pb byla určena silná kontaminace a hodnoty Hg a Zn odpovídaly střednímu až silnému znečištění (Chalupová, Janský, 2004). Méně hluboké profily sedimentů odebrané během těchto starších výzkumů vykazovaly v případě některých prvků vyšší znečištění, než celkové zatížení delších profilů získaných v rámci této studie. Tato distribuce by odpovídala vývoji koncentrací v profilu z odběrového místa A, nicméně místo B vykazovalo značnou zátěž až v hloubkách větší než 1 m.

V roce 2004 byl v blízkosti podniku Spolana, a. s., proveden výzkum sedimentů Libišské tůně (Turek, 2004), kdy průměrné koncentrace měřených prvků v 55 – 65 cm dlouhých profilech sedimentu ze 4 odběrových míst vykazovaly ve srovnání s údaji z jezera Obříství vyšší obsah As a srovnatelné koncentrace Cd a Cr.

Z hlediska celkové zátěže jednotlivých starých ramen bylo vyšší znečištění sedimentů zaznamenáváno především v blízkosti významných průmyslových zdrojů kontaminace, kdy se ovšem uplatnila míra komunikace starého ramene s řekou. Jak výzkum prokázal, distribuce stanovovaných kovů a arzenu se v rámci každého zkoumaného starého ramene poměrně lišila a každé odběrové místo poskytlo zcela specifický profil sedimentu. Ačkoliv dosahovaly analyzované profily různých délek, jezera se odlišovala i dynamikou svého zanášení. Z těchto důvodů nelze pokládat hlubší sedimenty získané především ve starých ramenech povrchově spojených s řekou, za materiál jednoznačně starší.

Souhrnně je ovšem možné konstatovat, že sedimenty polabských jezer jsou nejvíce kontaminovány především stříbrem, v menší míře pak kadmíem, rtutí a olovem a dále zinkem a mědí.

10 Závěr

Stará labská ramena zkoumaná v rámci tohoto výzkumu odpovídala svou rozlohou charakteru fluviálních jezer. Svou plochou bylo nadprůměrné především staré rameno u Obříství, které bylo ovšem poměrně mělké. Naopak největší hloubku vykazovala ramena stále povrchově intenzivně spojená s Labem. Maximální hloubka byla zjištěna v jezeře u Lžovic, které do 70. let 20. století tvořilo hlavní koryto řeky. Z hlediska hydrologického režimu měla určující vliv řeka Labe, kdy i v dávno odděleném starém rameni Václavka, které nekomunikuje povrchově s Labem ani za pětileté vody, odpovídaly vyšší vodní stavy především období jarního tání a vyšším průtokům v řece způsobeným převážně letními přívalovými dešti.

Z hlediska měření ve vodním sloupci vykazovala největší hodnoty průhlednosti jezera povrchově spojená s Labem, ve kterých bylo zjištěno i nižší organické zatížením a koncentrace některých dalších látek. V nejhlubším jezeře Lžovice byla pozorována letní teplotní stratifikace. Hodnoty pH se ve vodním sloupci až na výjimky pohybovalo v mírně alkalické oblasti, kdy byl při většině měření pozorován s hloubkou mírný pokles. Největší rozdíly vodivosti mezi povrchovou vrstvou vody a oblastí dna byly zaznamenány v jezerech s omezenou komunikací s řekou, kdy vůbec největší rozdíl vykazovalo jezero Němčice, které bylo značně zatížené a nabývalo až hypertrofnímu charakteru. Průběh koncentrací kyslíku s hloubkou vykazoval v souvislosti s rozvojem fytoplanktonu a celkovému znečištění jezera v různých zkoumaných starých ramenech určitá specifika.

Hodnocení povrchových vzorků vody prokázalo především značnou podobnost starých ramen, která byla stále povrchově spojena s Labem. V těchto jezerech (stará ramena u Lžovic a Poděbrad) byly zjištěny nižší hodnoty řady stanovovaných látek (vodivost, $KNK_{4,5}$, BSK_5 , $CHSK_{Mn}$, koncentrace vápníku, tvrdosti vody a dalších), což odpovídalo i hodnotám těchto parametrů na nejbližších měrných profilech v Labi. Ačkoliv byla od 90. let provedena řada opatření na bodových zdrojích znečištění, problematickými zůstávají stále zdroje plošné, proto tato jezera nevykazovala také výrazně nižší hodnoty dusičnanů a fosforu. Na rozdíl od tekoucí vody bylo ovšem ve starých ramenech zaznamenáno výraznější odčerpání nutrientů během vegetačního období, ale i vyšší nasycení vody kyslíkem během jarních měsíců. Staré rameno u Lžovic se ovšem vyznačovalo nejvyšší průměrnou koncentrací kyslíku zaznamenanou v červnu, kdy zde pravděpodobně došlo k letnímu rozvoji fytoplanktonních druhů.

Naopak ta stará ramena, jejichž povrchová komunikace s Labem byla poměrně omezena, vykazovala vyšší hodnoty řady měřených parametrů a chemismus těchto jezer se vyznačoval i jistými specifiky odpovídajícími především lokálním zdrojům znečištění. V jezerech Němčice, Václavka a Obříství byly tak zaznamenávány např. nejvyšší průměrné hodnoty vodivosti (III. - IV. třída jakosti vody), BSK_5 (III. - IV. třída jakosti vody), $CHSK_{Mn}$, vápníku, ale i dalších měřených látek. Z hlediska nutrientů byla vůbec nejvyšší průměrná koncentrace $N-NO_3$ zaznamenaná v jezeře Obříství, nicméně tyto hodnoty nedosáhly obsahu,

jaký byl zjištěn v Obříství v Labi. Jezero Někčice se naopak vyznačovalo nejvyššími koncentracemi P_{tot} (V. třída jakosti vody) a $P\text{-PO}_4$, které ovšem obsah fosforu v řece několikanásobně převýšily. Ve 3 km okruhu kolem těchto starých ramen bylo ve srovnání s dalšími zkoumanými jezery zjištěno nejvyšší procentuální zastoupení orné půdy a v blízkosti se nacházely i obce bez kanalizace a ČOV (v Obříství ČOV postavena v roce 2006). Do starého ramene u Obříství ústí přítok Černavka přinášející znečištění i ze svého převážně zemědělského povodí. Vzhledem k až o řád vyšším koncentracím fosforu vykazovalo jezero v Někčicích až hypertofní charakter a bylo zde zaznamenáno nejnižší průměrné nasycení vody kyslíkem během sledovaného období (V. třída jakosti vody). Jezero Václavka se naopak vyznačovala řádově nižšími koncentracemi $N\text{-NO}_3$, kdy zde byl tento biogenní prvek pravděpodobně zcela využit oživením jezera a vzhledem k dávnému oddělení od Labe a absenci lokálních zdrojů znečištění nebyl výrazně doplňován.

Z hlediska zrnitostního složení byla většina vzorků sedimentu klasifikována jako písčité jíly, kdy pouze v několika případech byl zjištěn zrnitější nebo jemnější materiál odlišné barvy.

Vzhledem k tomu, že jsou pozadové koncentrace stanovovaných kovů a arzenu v sedimentech zkoumaném úseku Polabí nízké, vyšší obsah těchto prvků poukazoval na antropogenní průmyslové znečištění. Pro posouzení komplexního zatížení ramen z hlediska starší kontaminace bylo snahou získat vždy co nejdelší profil sedimentu. Znečištění jezer tak odpovídalo především jejich vzdálenosti od významných zdrojů průmyslového znečištění, které byly představovány především podniky Pardubicka (Synthesia, a. s.), Neratovicka (Spolana, a. s.), ale také Kolína (Lučební závody Kolín, a. s., Draslovka LZ Kolín, a. s.), Hradce Králové (Foma Bohemia, spol. s. r. o.) a Čelákovice (kovohutě), nicméně odpovídalo také intenzitě jejich komunikace s řekou.

Nejvyšší hodnoty stanovovaných prvků byly zaznamenávány především ve starém rameni u Lžovic, které je stále povrchově spojeno s Labem a v minulosti bylo vystaveno průmyslovému znečištění produkovanému na Pardubicku, a v jezeře Obříství nedaleko Neratovic, které je od Labe odděleno betonovou hrází se stavidlem, která je ovšem za vyšších průtoků v řece snadno přelévána. V těchto starých ramenech bylo odebráno více profilů sedimentu, kdy nejvyšší koncentrace většiny stanovovaných prvků vykazovaly především vzorky získané v blízkosti řeky. V jezeře u Lžovic byly v tomto profilu ve srovnání s dalšími zkoumanými starými rameny zjištěny nejvyšší koncentrace Ag, Cd, Cr, Cu a Hg, kdy hodnoty Ag odpovídaly podle I_{geo} velmi silné kontaminaci, silné znečištění zde bylo dále stanoveno v případě Cd a profil byl středně až silně kontaminován Hg a Zn. Sediment odebraný v blízkosti řeky v jezeře Obříství vykazoval nejvyšší obsah Mn, Ni a Pb, nicméně podle klasifikace I_{geo} zde byla stanovena opět velmi silná kontaminace Ag a střední až silná kontaminace Cd, Pb, Zn a pravděpodobně i Hg (stanovení bylo provedeno pouze v několika vzorcích, nicméně tuto kontaminaci vykazoval i profil odebraný v centrální části starého ramene). Sedimenty získané v těchto jezerech ve větší vzdálenosti od řeky vykazovaly hodnoty téměř všech stanovovaných prvků nižší a výrazně se lišila i jejich distribuce

v profilu. Určující vliv tak měla pravděpodobně řeka, kdy především v její blízkosti docházelo k ukládání kontaminované suspenze. Za vyšších průtoků mohlo ovšem dojít i k resuspendaci a přepracování sedimentů.

Ačkoliv bylo staré rameno u Poděbrad povrchově spojeno s řekou, vzhledem k tomu, že průmysl Kolínska neprodukoval tak vysoké znečištění, profil sedimentu odebraný v blízkosti řeky vykazoval nižší koncentrace stanovovaných prvků. Nízká kontaminace byla zaznamenána i v profilu z jezera v Němčicích, které se nacházelo před Pardubicemi a tak nemohlo být tímto znečištěním zasaženo. Vůbec nejnižší koncentrace měřených prvků vykazovala ve vzorcích sedimentu tůň Václavka u Lysé nad Labem, která byla od řeky oddělena již v 19. století, v současnosti leží již několik stovek metrů od koryta Labe a povrchová komunikace zde není obnovena ani za pětileté vody.

Jak tedy výsledky výzkumu prokázaly, jezera oddělená od Labe vykazovala určitá specifika v souvislosti s místními zdroji znečištění. Koncentrace organických látek, vodivost a i obsah některý další prvků zde dosahoval vyšších hodnot, než tomu bylo v řece, nicméně v případě většiny zkoumaných lokalit byly koncentrace dusičnanů, případně i fosforu, indikující především plošné zdroje znečištění, zaznamenávány na nejbližším profilu v Labi vyšší. Jak bylo tedy prokázáno, v jezerech spojených s řekou byla stanovena vyšší jakost vody, proto by případné obnovení povrchové komunikace mělo pozitivní dopad nejen na ně, ale i na řeku, která by takto získala cenné biotopy, obnovující diverzitu druhů a stabilitu vodního ekosystému.

Kontaminované sedimenty fluviálních jezer představující starou antropogenní zátěž labské nivy mohou být za povodní remobilizovány, kdy tento materiál tvoří v podstatě sekundární zdroj znečištění. Za určitých hydrologických podmínek nebo např. při haváriích v průmyslových podnicích může dojít ve vodě ke změně pH, redoxního potenciálu apod. a přítomností určitých látek ve vodě pak mohou být stabilní pevné formy toxických kovů převedeny na formy rozpustné, které pak dále kontaminují životní prostředí a jsou především snadněji přijímány živými organismy a tím pronikají i do potravního řetězce. Problematika kontaminovaných říčních sedimentů by tak měla být dále řešena, a to nejen se zaměřením na kovy a arzén, ale i na řadu dalších toxických organických a anorganických látek, které mohou pro vodní ekosystém znamenat značné riziko.

12 Literatura

- Ackermann, F. (1980): A Procedure for Correcting the Grain Size Effect in Heavy Metal Analyses of Estuarine and Coastal Sediments. *Environmental Technology Letters*, 1, p. 518-527.
- Ackermann, F.; Bergmann, H.; Schiechert, U. (1983): Monitoring of Heavy Metals in Coastal and Estuarine Sediments - a Question of Grain-size: $<63\mu\text{m}$ versus $<20\mu\text{m}$. *Environmental Technology Letters*, 4, p. 317-328.
- Allard, B.; Hakansson, K.; Karlson, S. (1986): The Importance of Sorption Phenomena in Relation to Trace Elements Speciation and Mobility. In: Landner, L. (ed.) *Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems, Lecture Notes in Earth Sciences*, 11, Springer-Verlag, Berlin, p. 99-112.
- Amoros, C. et al. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*, 1, p. 17-36.
- Balatka, B. (1961): Podélný profil a poznámky ke genesi spodních a údolních teras středního Labe. *SČSZ*, 66, s. 6 - 22.
- Balatka, B.; Kalvoda, J. (2006): Geomorfologické členění reliéfu Čech. *Kartografie, Praha*, 79s.
- Balatka, B.; Sládek, J. (1958): Vývoj výzkumu říčních teras v českých zemích. *Nakladatelství ČSAV, Praha*, 288 s.
- Balatka, B.; Sládek, J. (1962): Říční terasy v českých zemích. *Nakladatelství ČSAV, Praha*, 578 s.
- Balatka, B.; Loučková, J.; Sládek, J. (1966): Vývoj hlavní erozní báze českých řek. *Rozpravy ČSAV, Řada matematických a přírodních věd*, 76, 9, *Academia, Praha*, 74 s.
- Bencko, V.; Cikrt, M.; Lener, J. (1995): *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí. Grada, Praha*, 282 s.
- Benson B. B.; Krause, D. (1980): The concentration and isotopic fractionation of gases dissolved in freshwater in equilibrium with the atmosphere. 1 Oxygen. *Limnol. Oceanogr.* 25, p. 662 – 671.
- Broekaert, J. A. C.; Gücer, S.; Adams, F. (eds.) (1990): *Metal Speciation in the Environment. Springer Verlag, Berlin*, 656 pp.
- Brown, G.I. (1974): *Introduction to inorganic chemistry. Longman Group, Ltd., London*, 335 pp.
- Bordas, F.; Bourg, A. (2001): Effect of Solid/Liquid Ratio on the Remobilization of Cu, Pb, Cd and Zn from Polluted River Sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 128, p. 391-400.
- Borovec, Z. (1995): Zatížení sedimentů Labe a jeho přítoků toxickými prvky. *Geografie - Sborník ČGS*, 100, 4, s. 268-274.
- Borovec, Z. (2000): Speciace prvků v kontaminovaných půdách, kalech, říčních a jezerních sedimentech. *Vodní hospodářství*, 50, 1, s. 1 - 5.
- Borovec, Z. (2001): Geochemical distribution of metals in aquatic sediments. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 6, 1 - 2, p. 11 - 22.
- Borovec, Z.; Tolar, V.; Mráz, L. (1993): Distribution of Some Metals in Sediments of the Central Part of the Labe (Elbe) River: Czech Republic. *Ambio* 22, p. 200–205.
- Braniš, M. a kol. (1999): *Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie. Karolinum, Praha*, 46 s.
- Bratka, J. (ed.) (2005): *Plán péče pro přírodní rezervaci Hrbáčkovy tůně. Zelený svět, Káraný*, 35 s..
- Brierley, G. J.; Fryirs, K. A. (2005): *Geomorphology and River Management. Blackwell, Oxford*, 397 pp.
- Buchar, J. (1983) *Zoogeografie. SPN, Praha*. 178 s.
- Carlson, R. E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, p. 361 – 369.
- Černá, K. a kol. (2006): Vodohospodářská bilance za rok 2005, období 2001 – 2005 a výhledu k roku 2015. *Zpráva o hodnocení množství povrchových vod pro území ve správě Povodí Labe, s. p., Povodí Labe, s. p., Hradec Králové*, 42 s.
- Černá, K. a kol. (2006): Vodohospodářská bilance za rok 2005, období 2001 – 2005 a výhledu k roku 2015. *Zpráva o hodnocení vypouštění vod pro území ve správě Povodí Labe, s. p., Povodí Labe, s. p., Hradec Králové*, 35 s.
- Černá, K. a kol. (2006): Vodohospodářská bilance za rok 2005, období 1002 – 2005 a výhledu k roku 2015. *Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod pro území ve správě Povodí Labe, s. p., Povodí Labe, s. p., Hradec Králové*, 111 s.
- Černý, M. (1994): *Vegetace makrofyt tůní a slepých ramen nivy Lužnice a její bonifikační význam. Kandidátská dizertační práce, Pedagogická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, Třeboň*, 184 s.
- Česák, J.; Šobr, M. (2005): *Metody batymetrického mapování českých jezer. Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 141-152.
- ČHMÚ (2010): ČHMÚ – Oddělení jakosti vod. [online]. [cit. 2010-29-06]. < <http://voda.chni.cz> >.
- ČHMÚ (2010B): ČHMÚ – Monitorovací programy. [online]. [cit. 2010-7-12]. < <http://voda.chmi.cz> >
- ČHMÚ (2010C): Hlásná a předpovědní povodňová služba. [online]. [cit. 2010-12-17]. < http://www.chmi.cz/files/portal/docs/poboc/CB/pruvodce/povodnove_zpravy.html >
- Demek, J. (1987): *Obecná geomorfologie. Academia, Praha*, 480 s.
- Demek, J. (ed.) (1987B): *Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny. Academia, Praha*, 584 s.
- Dědina, V. (1918): *Příspěvek k poznání morfologického vývoje české tabule křídové. IV. Chlumecko. RČA*, 26, 25, 43 s.
- Dub, O. (1953): *Limnológia. Hydrológia jezer a barín. Vydavateľstvá SAV, Bratislava*, 109 s.

- Engelmann, R. (1938): *Der Elbedurchbruch. Geomorphologische Untersuchungen im oberen Elbegebiet.* AGG, 13, 2, 139 S.
- Fairbrodge, R.W. et al. (1968): *The Encyclopedia of Geomorphology.* Reinhold Book Corp., New York, Amsterdam, London, 1188 pp.
- Ferbar, P.; Skalická, I. (2007): *Vodohospodářská bilance za rok 2006. Zpráva o hodnocení vypouštění vod pro území ve správě Povodí Labe, s. p.. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 21 s.*
- Ferbar, P.; Skalická, I. (2008): *Vodohospodářská bilance za rok 2007. Zpráva o hodnocení vypouštění vod pro území ve správě Povodí Labe, s. p.. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 21 s.*
- FGG Elbe (2010): *FGG Elbe.* [online]. [cit. 2010-12-12]. < <http://www.fgg-elbe.de> >
- Forel, F. A. (1901): *Handbuch der Seekunde, Allgemeine Limnologie,* Stuttgart, 150 S.
- Förstner, U. (1986): *Metals Speciation in Solid Wastes - Factors Affecting Mobility.* In: Landner, L. (ed.) *Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems, Lecture Notes in Earth Sciences, 11,* Springer-Verlag, Berlin, p. 13-42.
- Förstner, U. (1989): *Contaminated Sediments.* In: Bhattacharji, S.; Friedman, G. M.; Neugebauer, H. J.; Seilacher, A. (eds.) *Lecture Notes in Earth Sciences, 21,* Springer-Verlag, Berlin, 150 pp.
- Goldman, Ch. R.; Horne, A. J. (1983): *Limnology.* McGraw-Hill, New York, 464 pp.
- Gordon, D. N. et al. (2004): *Stream Hydrology. An Entroduction for Ecoogists.* 2nd. Ed. John Wiley & Sons, Chichester, 429pp.
- Havlíková, P. (2007): *Biologické hodnocení jakosti vody – srovnávací studie říčních toků a jezer fluvialního původu. Závěrečná zpráva GUAK č.321/2004/B-Geo. PŘF UK, Praha, 75 s.*
- Havlíková, P.; Janský, B. (2007): *Contrastive Study of Fluvial Lakes on the Elbe River. Lomnological Review, Polish Limnological Society, Poznan, 7, 1, p. 41-46.*
- Hartvich, P. (2003): *Rybářské využití a management nivních vod.* In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce e a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 65 - 66.*
- Heling, D.; Rothe, P.; Förstner, U.; Schoffers, P. (eds.) (1990): *Sediments and Environmental Geochemistry.* Springer-Verlag, Berlin, 371 pp.
- Hendl, M., Liedtke, H. (1997): *Lehrbuch der Allgemeinen Physischen Geographie.* Justus Pethers Verlag, Gotha, 866 S.
- Herben, T.; Münzbergová, Z. (2003): *Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I: Data o druhovém složení. PŘF UK, Praha, 118 s.*
- Hermannová, V.; Ferbar, P.; Martínek, P. (2006): *Vodohospodářská bilance za rok 2005, období 2001-2005 a výhledu k roku 2015. Zpráva o hodnocení množství a jakosti podzemních vod pro území ve správě Povodí Labe, s. p.. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 87 s.*
- Hintze, B. (1982): *Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Schliskablagerungen des Elbe-Unterlaufs. Dissertation. Geowissenschaften, Universität Hamburg, 230 S.*
- Hladný, J. (2009): *Vývojové trendy České hydrologické služby. Meteorologické zprávy, ČHMÚ, Praha, 9, s. 148 -152.*
- Hnaňuková, P. (2007): *Distribuce těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. Dizertační práce. PŘF UK, Praha, 138 s.*
- Holland M. M. et al. (1991): *Ecotones - the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments.* Chapman and Hall, New York, 142 pp.
- Holub, L. a kol. (2000): *Vývoj chemického průmyslu v Československu 1918 - 1990. VŠCHT, Praha, 772 s. ISBN 80-7080-388-6*
- Holz, D.; Pachur, H. J. (1992): *Die subhydrische Sedimente der Groß-Glienicker Sees und ihre Kontamination mit Schwermetallen und einigen ausgewählten Umweltchemikalien. Berlin-Forschung, 11. Ausschreibung, FU Berlin, 60. S.*
- Hong, J. (1995): *Characteristics and Mobilization of Heavy Metals in Anoxic Sediments of the Elbe River During Resuspension/Oxidation. Dissertation, Naturwissenschaften, Technische Universität Hamburg-Harburg, 157 pp.*
- Horník, S. a kol. (1986): *Fyzická geografie II. SPN, Praha, 319 s.*
- Hrbáček, J. (1966): *A morphometrical study of some backwater in relation to the representative plankton samples.* In: Hrbáček, J. (ed.) *Hydrobiological Studies 1. Academia, Praha, s. 221 – 297.*
- Hrbáček, J.; Novotná, M. (1965): *Plankton of four backwaters related to their size and fishstock. Rozpravy ČSAV, 73,13,s.165.*
- Hrdinka, T. (2004): *Antropogenní jezera České republiky. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 115 s.*
- Hutchinson, E. G. (1957): *A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry.* John Wiley & Sons, Inc., New York, 1015 pp.
- Chalupová, D. (2003): *Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů ve starém labském rameni Doleháj u Kolína. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 102 s.*
- Chalupová, D. (2007) *Kvalita vody a sedimentů ve fluvialních jezerech České republiky. Závěrečná zpráva projektu GAUK č.257/2005/B-GEO. PŘF UK, Praha, 152 s.*

- Chalupová, D.; Janský, B. (2003): *Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v labském rameni Doleháj u Kolína*. In: Janský, B. a kol. (eds.) *Jezera České republiky, PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha*, s. 150 – 170.
- Chalupová, D.; Janský, B. (2004): *Comparative Study of Heavy Metal Concentration and Water Quality in Three Oxbow Lakes of the Elbe River and the Influence of Floods in 2002 on Distribution of Some Metals in Sediments in the Oxbow Lake Obříství near Mělník*. In: Geller, W. et al. (eds.), *Proceedings of the 11th Magdeburg Seminar on Water in Central and Eastern Europe, UFZ Leipzig-Halle*, p. 39 – 40.
- Chalupová, D.; Janský, B. (2005): *Fluviální jezera středního Polabí*. *Geografie - sborník ČGS*, 109, 3, s. 229 – 242.
- Chalupová, D.; Janský, B. (2007): *Anthropogenic Impact on Selected Oxbow Lakes in the Elbe River Floodplain*. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 55, 2, p. 86 - 97.
- Chalupová, D.; Rus, I.; Vonička, P. (2009): *Klavary – Doleháj. Průvodce po přírodních lokalitách Kolínska*. MěÚ, Odbor životního prostředí a zemědělství, Kolín, 28 s.
- Chlupáč, I. a kol. (2002): *Geologická minulost České republiky*. *Academia, Praha*, 436 s.
- Chuman, T.; Lipský, Z.; Matějček, T. (2007): *Sukcese vegetace v údolní nivě po extrémních záplavách*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha*, s. 157 – 167.
- Chytrý M. a kol., (eds.) (2001): *Katalog biotopů České republiky*. AOPK, Praha, 307 s.
- Gabrielová, I. (1996): *Chomutovské kamencové jezero*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 230 s.
- Illies J.; Botosaneanu, L. (1963): *Problèmes at méthodes de la clasification et de la zonation écologique des eaux courantes, considéré surtout du point vue faunistique*. *Mitt. Internat. Verein. Limnol*, 12, p. 1-57.
- Inglis, C.C. (1941): *Meandering of rivers*. *Cent. Board of Irrig. (India) Publ. No. 24*, p. 98 - 117.
- Jankowski, A. T.; Molenda, T.; Bebek, M.; Mitko, K. (2006): *Zinc (Zn) and Copper (Cu) as Indicators of Bottom Deposits Anthropogenic Pollution*. *Limnological Review, Polish Limnological Society, Poznan*, p. 129-134.
- Janský, B. (1975): *Mladotické hrazené jezero*. Rigorósní práce. PŘF UK, Praha, 96 s.
- Janský, B. (1977): *Mladotické hrazené jezero – Morfografické a hydrometrické poměry*. *Acta Universitatis Carolinae Geographica, Praha*, XI, 1, s. 13 – 18.
- Janský, B. (1982): *Vliv plošných zdrojů látek na kvalitu povrchových vod v českém povodí Labe*. *Dizertační práce. PŘF UK, Praha*, 205 s.
- Janský, B. (1989): *Bajkal – perla Sibiře*. *Nakl. Panorama, Praha*, 183 s.
- Janský, B. (1999): *Dynamika zanášení Mladotického jezera a intenzita erozních procesů v povodí*. *Závěrečná zpráva projektu GAUK, PŘF UK, Praha*, 117 s.
- Janský, B. (2002): *Changing Water Quality in the Czech Part of the Elbe Catchment Area in the 1990s (Twelve Years of Cooperation of Czechs and Germans on the Elbe River)*. *Geografie - Sborník ČGS*, 107, 2, p. 98-110.
- Janský, B. (2005): *Nové trendy geografického výzkumu jezer v Česku*. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 129-140.
- Janský, B.; Kocum, J. (2008): *Retence vody v pramenných oblastech toků a na území říční nivy*. In: Pthart, D.; Benedová, Z.; Křováková, K. (eds.) *Ekosystémové služby říční nivy. Sborník příspěvků z konference, USBE, AVČR, Třeboň*, s. 101 – 108.
- Janský, B.; Schulte, A.; Česák, J.; Rios Escobar, V. (2010): *Mladotické jezero, západní Česko: jedinečná geneze a vývoj jezerní pánve*. *Geografie – Sborník ČGS*, 115, 3, s. 266 – 274.
- Janský, B.; Šobr, M. (2003): *Jezera České Republiky*. *Monografie. PŘF UK. Katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha*, 216 s.
- Janský, B.; Šobr, M. (2004): *Genetic Classification of Lakes in the Czech Republic*. *Geografie - Sborník ČGS*, 109, 2, p. 117 - 128.
- Janský, B.; Šobr, M.; Yerokhin, S. (2006): *Typology of high mountain lakes of Kyrgyzstan with regard to the risk of their rupture*. *Limnological Review, Poznan*, 6, p. 135-140.
- Janský, B.; Šobr, M.; Kocum, J.; Česák, J. (2005): *Nová batymetrická mapování glaciálních jezera na české straně Šumavy*. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 176 – 187.
- Janský B.; Urbanová, H. (1994): *Mladotice Lake (Czech Republic) – siltation dynamics in the lake basin*. *Acta Universitatis Carolinae Geographica, Praha*, XXIX, 2, s. 95 -109.
- Jelínek, E. (ed.) (2008): *Moderní analytické metody v geologii*. VŠCHT, Praha, 77 s.
- Just, T. a kol. (2005): *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi*. *ZO ČSOP Hořovicko, Ekologické služby s.r.o., AOPK, MŽP, Praha*, 359 s.
- Kachlík, V. (1996): *Základy geologie*. *Karolinum, Praha*, 342 s.
- Kalff, J. (2002): *Limnology*. *Prentice Hall, Upper Saddle River*, 592 pp.
- Kaplická, M. (2004): *Specifické znečištění povrchových vod a sedimentů v povodí Střely*. *Diplomová práce. PŘF UK, Praha*, 131 s.

- Keller, R. (1962): *Gewässer und Wassehaushalt des Festlandes. Eine Einführung in die Hydrogeographie*. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig, 520 S.
- Kern, K. (1994): *Grundlagen naturnaher Gewässergestaltungen. Geomorphologische Entwicklung von den Fließgewässern*. Springer Verlag, Berlin, 256 S.
- Klimaszewski, M. (1978): *Geomorfologia*. Państwowe wydawnictwo geologiczne, Warszawa, 1098 s.
- Kliment, Z. (1985): *Vliv geografických faktorů na rozvoj a charakter lineární eroze v povodí Manětínského potoka*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 133s.
- Kliment, Z. (1991): *Geografické metody výzkumu vodní eroze půdy v krajině*. Disertační práce. PŘF UK, Praha, 126 s.
- Kliment, Z. (2000): *Bilance, režim a chemismus plavenin říčky Blšanky*. *Geografie – sborník ČGS*, 105, 3, s. 255 - 265.
- Kliment, Z. (2005): *Plaveniny jako produkt a indikátor vodní eroze půdy v geograficky rozdílných podmínkách České republiky*. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53, 4, s. 231 - 244.
- Kliment, Z.; Kadlec J.; Langhammer, J. (2008): *Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical models*. *Catena*, 73, 3, p. 286 - 299.
- Kliment, Z.; Kopp, J. (1997): *Hodnocení plaveninového režimu na zdrojnicích Berounky*. *Geografie – sborník ČGS*, 102, 2, s. 130 - 138.
- Kliment, Z.; Langhammer, J. (2007): *Modelling of the erosion risk in the Blšanka river basin*. In: Dostál, P., Langhammer, J. (eds.) *Modelling natural environment and society*. Nakladatelství P3K, Praha, p. 75 - 94.
- Kliment Z.; Matoušková, M. (2008): *Long-term Trends of Rainfall and Runoff Regime in Upper Otava River Basin*. *Soil and Water Research*, 3, 3, s. 155 - 167.
- Klouček, O. (2003): *Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v Labišti pod Opočínkem*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 86 s.
- Knapp, P. (2006): *Antropogenní jezera v Přírodním parku Jesenicko*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha 81 s.
- Kocum, J. (2004): *Limnologická studie Čertova jezera a režim odtoků v českém povodí Řezné*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 210 s.
- Kocum, J.; Janský, B. (2005): *Limnologická studie Čertova jezera*. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 152-175.
- Kolaříková, K. (2007): *Akumulace těžkých kovů v makrozoobentosu v řece Labe a dolním toku Vltavy*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 96 s.
- Kořínek, V. a kol. (1987): *Carp ponds of Central Europe*. In: Michael, R. G. (ed.), *Managed aquatic ecosystems*, Elsevier, Amsterdam, p. 29 – 62.
- Král, V. (1953): *Výzkum jezer v Liptovských tatrách. Kartografický přehled, VII*, Praha, s. 87 - 89.
- Krause, P.; Erbslöh, B.; Niedergesaß, R.; Pepelnik, R.; Prange, A. (1995): *Comparative Study of Different Digestion Procedures Using Supplementary Analytical methods for Multielement-screening of More than 50 Elements in Sediments of the River Rhine*. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 353, 1, p. 3-11.
- Krejčí, J. (1939): *Profil rovnováhy jakožto základ studia říčních teras*. *SČSZ, řada A*, 5, 144 s.
- Krejčí, J. (1954): *Geomorfologický výzkum v českých zemích*. *SČSZ*, 59, s. 209 - 212.
- Kronus, J. (1998): *150 let rozvoje kolínského průmyslu. Městský úřad Kolín, Kolín*, 164 s.
- Krýžová, E. (2007): *Vztah vegetace a faktorů prostředí vybraných labských tůní*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 100 s.
- Kříž, E. (1970): *Jezera Západních Tater. Rigorózní práce*. PŘF UK, Praha, 156 s.
- Kříž, V. (1994): *Jezera České republiky. Sborník prací Přírodovědecké fakulty Ostravské univerzity, Geografie – Geologie*, 137, 2, s. 67 – 74.
- Křížek, M. (2007): *Údolní niva jako geomorfologický fenomén*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 217 - 229.
- Kuchař, K. (1939): *Příspěvky k výzkumu šumavských jezer*. *Sborník ČSZ, Praha*, 45, s. 87 – 90.
- Kunský, J. (1939): *Jezera Slovenského krasu. Rozpravy. Čes. Akad. II. tř., Praha*, 49, 25, s. 1-17.
- Kylbergerová, M. (1998): *Fytoplankton polabských a lužnických tůní*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 104 s.
- Langhammer, J. (1997A): *Matematické modelování jako metoda hodnocení kvality vody*. *Geografie - Sborník ČGS*, 102, 4, s. 241-253.
- Langhammer, J. (1997B): *Vývoj kvality vody v českém úseku Labe v období 1991-1995*. *Geografie - Sborník ČGS*, 102, 2, s. 98 - 111.
- Langhammer, J. (1999): *Vývoj kvality vody v Labi - Aplikace matematických modelů jakosti vody*. Dizertační práce. PŘF UK Praha, 235 s.
- Langhammer, J. (2002): *Modelování plošných zdrojů znečištění povrchových vod*. *Geografie - Sborník ČGS*, 107, 1, s. 23-39.
- Langhammer, J. (2004): *Modelling the structural changes of water quality in the Elbe river basin*. *Ekologia*, 23, 1, p. 157-169.

- Langhammer, J. (2005A): *Stream Transformation Index as an Identification Tool for the River Network Critical Elements from the Viewpoint of the Flood Risk*. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, 40, 1-2, p. 5-29, ISSN 0300-5402.
- Langhammer, J. (2005B): *Classification of the dynamics of water quality changes in the Elbe River basin*. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53, 4, p. 205-218.
- Langhammer, J. (2007A): *Úpravy toků a údolní nivy jako faktor ovlivňující průběh povodní*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 271 - 294.
- Langhammer, J. (2007B): *Modelling the Elbe River Water Quality Changes*. In: P. Dostál, J. Langhammer (eds.) *Modelling Natural Environment and Society*. Nakladatelství P3K, Praha, p. 59-74.
- Langhammer, J. (2009): *Water quality changes in the Elbe River Basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition*. *GeoJournal*, Springer. DOI: 10.1007/s10708-009-9292-7
- Langhammer, J.; Kliment Z. (2006): *Změna kvality vody v zemědělských oblastech Česka*. *Geografie - Sborník ČGS*, 111, 2, s. 168 - 185.
- Langhammer, J.; Kliment Z. (2009): *Water quality changes in selected rural catchments in the Czech Republic*. *Ekológia*, 28, 3, s. 312 – 332.
- Langhammer, J.; Vajskebr. V.(2007): *Využití GIS pro analýzu říční sítě na základě historických mapových podkladů*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 153 – 168.
- Lellák, J. (1966): *Influence of the removal of the fish population on the bottom animals of the five Elbe backwaters*. In: Hrbáček, J. (ed.) *Hydrobiological Studies 1*. Academia, Praha, p. 323 – 381.
- Lellák, J., Kubiček, F. (1991): *Hydrobiologie*. Karolinum, Praha, 257 s.
- Leopold, L.B.; Wolman, M.G.(1960): *River Meanders*. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 71, p. 769 - 794.
- Leopold, L.B.; Wolman, M.G.; Miller, J.P. (1992): *Fluvial processes in geomorphology*. Dover publ., New York, 522 pp.
- Lepš, J.; Šmilauer, P. (2000): *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. Biologická fakulta JČU, České Budějovice, 102 s.
- Lichtfuß, R.; Brümmer, K. (1981): *Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave and Schwentine*. *Catena*, 8, S. 251-264.
- Lochovský, P. (1996A): *Odběr a předúprava říčních sedimentů k analýze těžkých kovů*. *Zpravodaj pro hydroanalytické laboratoře*, 21, s. 3 - 7.
- Lochovský, P.; Zemanová, B. (1996B): *Sledování těžkých kovů a arsenu v plaveninách Labe*. *Zpravodaj pro hydroanalytické laboratoře*, 22, s. 7 - 13.
- Lochovský, P.; Schindler, J.; Vilímeček, J. (1997): *Zatížení sedimentů významných přítoků Labe stopovými prvky*. *VTEI*, 39, 11, s. 413 - 420.
- Lochovský P.; Fuksa, J.; Kokeš, J.; Kužilek V.; Svoboda, J. (2005): *Výzkum a ochrana hydrosféry - výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů*. VÚV, Praha, 126 s.
- Ložek, V. (1973): *Příroda ve čtvrtohorách*. Academia, Praha, 372 s.
- Lučební Závody Draslovka Kolín, a. s. (2010): *Draslovka Kolín [online]*. [cit. 2010-25-06]. < <http://www.draslovka.cz> >.
- Marcinek, J., Rosenkranz, E. (1996): *Das Wasser der Erde. Eine geographische Meeres- und Gewässerkunde*. Justus Pethers Verlag, Gotha, 328 S.
- Matoušková M. (2003): *Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků*. *Disertační práce*. PŘF UK, Praha, 219 s.
- Matoušková, M. (2005): *Assessment of the human impact on the river network as a basis for the ecohydrological monitoring of streams*. *Geographical Review*, CXXIX.,LIII., p. 35-46.
- Matoušková, M. (2007): *Revitalizace vodních ekosystémů a jejich význam v protipovodňové ochraně*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 343 - 354.
- Medek, J. (2000): *Sledování kvality říčních sedimentů v tocích ve správě Povodí Labe*. *Vodní hospodářství*, 50, 11, s. 250 – 251.
- Medek, J.; Dolánek, P.; Vilímeček, J.; Krupička, Š.; Lochovský, P. (1995): *Improvement, quality assurance and analytical results on the river Elbe contamination in the Czech Republic*. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 353, 1, p. 64 - 69.
- Merian, E.; Anke, M.; Ihnat, M.; Stoeppler, M. (eds.) (2004): *Metals and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analyses and Biological Relevance*. Wiley - VCH, Weinheim, 1774 pp..
- Miláček, J. (1994): *Historie splavňovacích prací na středním Labi, Povodí Labe, Hradec Králové*, 21 s.
- Mísař, Z. a kol. (1983): *Geologie ČSSR I. Český masív*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 333 s.
- MKOL (1993): *Zpráva o stavu realizace opatření obsažených v „Prvním akčním programu ke snížení odtoku škodlivých látek v Labi a jeho povodí“*. Mezinárodní komise pro ochranu Labe, Magdeburg, 22 s.

- MKOL (2010): Mezinárodní program měření Labe [online]. [cit. 2010-06-06]. < <http://www.ikse-mkol.org> .>.
- Mrázová, M. (2007): Funkce fluvialních jezer ve středním Polabí – Případová studie: Opuštěná labská ramena u Lžovic a Němčic. Bakalářská práce, PŘF UK, Praha, 42 s.
- Mrňa, F. (1991): Užitá geochemie. Academia, Praha, 418 s.
- Müller, G. (1979): Schwermetalle in den sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971 Umschau 24, str. 778 – 783.
- Nanson, G.C.; Hickin, E.J. (1983): Channel migration and incision on the Beatton River. *Journal of Hydraulic Engineering*, 109, 3, p. 327 - 337.
- Němec, J. (ed.) (1996): Chráněná území ČR 1. Střední Čechy. Consult, Praha, 320 s.
- Nesměrák, I. (2000): K zatížení vodních toků fosforem. *EKO-Ekologie a společnost*, 11, 5, s. 22 - 23.
- Nesměrák, I. (2004): Posouzení vlivu vypouštěného znečištění na jakost vody v recipientu. *Vodní hospodářství*, 54, 5, s. 117 – 120.
- Nesměrák, I. (2007A): Roční průběh několika ukazatelů jakosti vody. *VTEI*, 49, 3, s. 14 - 15.
- Nesměrák, I. (2007B): Tři metody globálního odhadu velikosti plošných a difúzních zdrojů znečištění a jejího přičinku do zájmového profilu. *Vodní hospodářství*, 57, 3, s. 117 - 120.
- Nesměrák, I.; Barchánková J. (1993): Bodové zdroje znečištění v povodí Labe. *SOVAK*, 2, 7 - 8, s. 20 - 22.
- Nesměrák, I.; Hejzlar J.; Duras, J. (1999): Současný a žádoucí stav eutrofizace nádrží a toků a jejich zatížení celkovým fosforem. *Vodní hospodářství*, 49, 5, s. 91 - 94.
- Netopil, R. a kol. (1984): Fyzická geografie I. SPN, Praha, 272 s.
- Němec, J. (1996): Chráněná území ČR. Střední Čechy. Consult, Praha, 320 s.
- Němec, J.; Hladný, J. (eds.) (2006): Voda v České republice. Consult, Praha, 253 s.
- Nowack, B.; Kari, F.G.; Krüger, H. G. (2000): The Remobilization of Metals from Iron Oxides and Sediments by Metal-EDTA Complexes. *Water, Air and Soil Pollution*, 125, p. 243-257.
- Odum, E. P. (1977): Základy ekologie. Academia, Praha, 733 s.
- Oulehle, F. (2002): Limnologie a hydrochemismus v NPR Rejvíz. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 62 s.
- Pachur, H. J.; Röper, H. P. (1987): Zur Paläolimnologie Berliner Seen. *Berliner geographische Abhandlungen, Heft 44, Institut für Physische Geographie der Freien Universität, Berlin*, 150 S.
- Pilecká, M. (1997): Údolní meandry, jejich geneze a morfometrické charakteristiky. Bakalářská práce. PŘF UK, Praha, 35 s.
- Pithart, D. a kol. (2003A): Fenomén přirozených rozlívů v nivách řek. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 53 - 60.
- Pithart, D. a kol. (2003B): Vodní ekosystémy v nivě. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 37 - 53.
- Pitter, P (1999): Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.
- Pošta, P. (2004): Organogenní jezera v České republice. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 116 s.
- Povodí Labe, s. p. (2002): Výroční zpráva 2002. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 20 s.
- Povodí Labe, s. p. (2003): Výroční zpráva 2003. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 36 s.
- Povodí Labe, s. p. (2004): Výroční zpráva 2004. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 24 s.
- Povodí Labe, s. p. (2005): Výroční zpráva 2005. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 23 s.
- Povodí Labe, s. p. (2006): Výroční zpráva 2006. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 24 s.
- Povodí Labe, s. p. (2007): Výroční zpráva 2007. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 24 s.
- Povodí Labe, s. p. (2008): Výroční zpráva 2008. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové, 23 s.
- Povodí Labe, s. p. (2010): Jakost vody v nádržích a vodních tocích [online]. [cit. 2010-13-07]. < <http://www.pla.cz> >
- Povodí Labe, s. p. (2010A): Přehrada Labská. [online]. [cit. 2010-14-07]. < <http://www.pla.cz> >
- Povodí Labe, s. p. (2010B): Přehrada Les Království. [online]. [cit. 2010-14-07]. < <http://www.pla.cz> >
- Prach, K. (2003A): Údolní niva v kulturní krajině. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 7 - 14.
- Prach, K. (2003B): Terestrické a semiterestrické ekosystémy v nivě. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 21 - 36.
- Prach, K.; Pithart, D. (2003A): Zájmy ochrany přírody. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 66 - 68.
- Prach, K.; Pithart, D. (2003B): Obnova nivních ekosystémů - obecné poznámky z pohledu ekologa. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) *Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách*. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 69 - 72.
- Prange, A.; von Tümpling, W.; Niedergesäß, R.; Jantzen, E. (1995): Die gesamte Elbe auf einen Blick: Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik*, 7, S. 22 - 33.

- Prange, A. et al. (1997A): *Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung*. GKSS, Geesthacht, 405 S.
- Prange, A. et al. (1997B): *Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Grafische Darstellung der Längsprofile - Filtrate, Schwebstoffe, Sedimente*. GKSS, Geesthacht, 495 S.
- Prange, A. et al. (1997C): *Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe*. GKSS, Geesthacht, 233 S.
- Průša, J. a kol. (1958): *Atlas podnebí Československé republiky. Žstřední správa geodézie a kartografie, Praha, 13 s.*
- PřF UK (2010): *Analyzátor rtuti AMA 254 – Přírodovědecká fakulta UK v Praze [online]. [cit. 2010-16-10] < <http://www.natur.cuni.cz/geologie/laboratore/laboratore-a-metody/analyzator-rtuti-ama-254> >*
- Punčochář, P. (1993): *Několik zásad a informací k problematice komunálního monitoringu kvality vody. Zpravodaj metodického řízení vodohospodářských laboratoří, 16, s. 44 - 47.*
- Punčochář, P. (2003A): *Výskyt organických škodlivin v ekosystému Labe po extrémní povodni v roce 2002. Vodní hospodářství, 53, 11, s. 259.*
- Punčochář, P. (2003B): *Česká vodoprávní legislativa a vstup do Evropské unie. Právo a podnikání, 13, 3 - 4, s. 2 - 4.*
- Purkyně, C. (1928): *Říční terasy monogenetické a polygenetické (E. Chaput). SČSZ, 34, s. 237 - 242.*
- Quitt, E. (1971): *Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav ČSAV, Brno, 82 s.*
- Rauch, O.; Francírková, T. (2003): *Geologické, hydrogeologické a půdní poměry v říčních nivách. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 15 - 21.*
- Rauret, G. et al. (1999): *Improvement of the BCR three-step sequestration extraction procedure prior to the certification of new sediment reference materials. Journal of Environmental Monitoring, 1, p. 57 - 61.*
- Rudiš, M. (1999): *Možnosti vyjádření historického vývoje meandrů českého Labe a návrhy na jejich revitalizaci. VTEI, 41, 2, s. 2 - 4.*
- Rudiš, M. (2000): *Assessment of Polluted Sediments in Canalised Section of the Czech Elbe River. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 58, 1, p. 32-51.*
- Rudiš, M.; Hájek, R.; Hrubec, K. (2007): *Determination of different types of sediments in a river reservoir and computation of their volumes. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 55, 4, p. 213 - 222.*
- Rudiš, M.; Petružová, T.; Hájek, R. (1999): *Relationship between water discharge and suspended load concentration at different stream conditions and data availability. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 47, 6, p. 405 - 416.*
- Rudiš, M.; Valenta, P.; Nal, O. (2008): *Effects of polluted sediments in flood plains on environment and ground water. VÚV T.G.M., Praha, 81 pp.*
- Rulík, M. a kol. (1996): *Anglicko-český a česko-anglický slovník pojmů používaných v hydrobiologii a ekologii mokřadů. MŽP ČR, Praha, 175 s.*
- Salbu, B. (1986): *Analytical Techniques in Speciation Studies. In: Landner, L. (ed.) Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems, Lecture Notes in Earth Sciences, 11, Springer-Verlag, Berlin, p. 43-54.*
- Sedlmeyer, A. (1930): *Die Seen des Mengsdorfer Tales und der Tschirmersee in der Hohen Tatra. Arbeiten des Geogr. Inst. D. Deutsch. Univ. In Prag. Praha, S. 1-34.*
- Schaffer, J.; Stummer, F. (1929, 1930): *Atlas der Seen der Hohen Tatra. Arbeiten des Geogr. Inst. D. Deutsch. Univ. In Prag, I, II, III, Praha.*
- Schumm, S.A. (2005): *River variability and complexity. Cambridge University Press, Cambridge, 220 pp.*
- Schulte, A.; Albrecht, M.; Daut, G.; Janský B.; Van Geldern, R. (2006): *Analyses and assessment of the sedimentary record of Lake Mladotice (western Czech Republic) in relation to flood events and pre- to postcommunist change in land use. Zeitschrift für Geomorphologie. Berlin, Stuttgart, Suppl.-Vol. 142, p. 229 – 243.*
- Schwarzbauer, J. (1997): *Screening, Identifizierung und quantitative Analyse organischer Substanzen in Sediment und Schwebstoff de Elbesystems. Dissertation, Universität Hamburg, 282 S.*
- Simon, O.; Pithart, D. (2003): *Revitalizace niv v české republice. In: Prach, K.; Pithart, D.; Francírková T. (eds.) Ekologické funkce e a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, s. 73 - 88.*
- Simon, M. a kol., (2005): *Labe a jeho povodí - Geografický, hydrologický a vodohospodářský přehled. MKOL, Magdeburg, 258 s.*
- Sládeček, V. (1973): *System of Water Quality from the Biological Point of View. Arch. Hydrobiol./Ergebn. Limnol., 7, 218 pp.*
- Sládeček, V. (1984): *Hydrobiologie. VŠCHT, FTPV, SNTL, Praha, 141 s.*
- Sládeček, V.; Tuček, F. (1974): *Vztah saprobiálního indexu k BSK₅. Vodní hospodářství, 24B, s. 323 - 329.*

- Slavík, B. (1980): *Fytogeografické a fytoocenologické problematika středních Čech*. Academia, Praha, 244 s.
- Sokol, R. (1912): *Terasy středního Labe v Čechách*. Rozpravy ČSAV, II.tř., 21, 32 s.
- Spolana, a. s. (2007): *Roční zpráva 2007*. Spolana, a. s., Neratovice, 65 s.
- Spolana, a. s. (2009): *Zpráva o vlivu na životní prostředí*. Spolana, a. s., Neratovice, 22 s.
- Spolana, a. s. (2010): *Historie – Spolana, a. s.* [online]. [cit. 2010-17-06] < <http://www.spolana.cz> >
- Stachel, B.; Lüscho, R. (1996): *Entwicklung der Metallgehalte in den Sedimenten der Tideelbe 1979 – 1994*. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg.
- Straškraba, M. a kol. (1973): *Zhodnocení vlivu eutrofizace a plošného znečištění na jakost vody v tocích*. Hydrobiol. laboratoř ČSAV, Praha, 183 + 21 s.
- Studíhrad, M., (1992): *Hodnocení jakosti vody na středním toku Labe*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 124 s.
- Svátek, R. (1994): *Hodnocení kvality vody a dnového sedimentu na horním a středním Labi*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 116 s.
- Svobodová D. (2005): *Hydrologická bilance množství a jakosti vod České republiky*. ČHMÚ, Praha, 45 s.
- Synthesia, a. s. (2009): *Zpráva o vlivu na životní prostředí 2008*. Synthesia, a. s., Semtín - Pardubice, 18 s.
- Synthesia, a. s. (2010): *Synthesie* [online]. [cit. 2010-23-6] < <http://www.synthesia.eu/cz> >
- Šefrna, L. (2007): *Vznik a vývoj nivy z pedogeografického hlediska*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 209 - 215.
- Šnajdr, M. (2002): *Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v mrtvém labském rameni u Obříství*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 86 s.
- Štěřba, O. (1986): *Pramen života. Panorama*, Praha, 221 s.
- Šobr, M. (1999): *Jezero Laka*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 89 s.
- Šobr, M. (2007): *Jezerá České republiky - Fyzickogeografické a fyzikálně limnologické poměry*. Disertační práce. PŘF UK, Praha, 235 s.
- Štěpánek, M.; Červenka, R. (1974): *Problémy eutrofizace vod v praxi*, Avicemnum, Praha, 231 s.
- Švambers, V. (1912): *Výzkum šumavských jezer*. Sborník ČSZ, Praha, 18, s. 250 - 257.
- Švambers, V. (1939): *Jezerá na české straně Šumavy*. Sborník ČSZ, Praha, 45, s. 15 – 23.
- ter Braak, C. J. F.; Šmilauer, P (2002): *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows. User's guide: Software for Canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer power Ithaca NY, USA, 500 pp.
- Tessier, A. et al. (1979): *Sequential extraction procedure for speciation of particular trace metals*. Anal. Chem., 51, p. 844 - 850.
- Tolaz, R. a kol. (2007): *Atlas podnebí Česka*. ČHMÚ a Univerzita Palackého, Praha, Olomouc, 255 s.
- Tomášek, M. (2003): *Půdy České republiky*. ČGÚ, Praha, 67 s.
- Turek, M. (2004): *Komplexní limnologická studie odstaveného starého ramene Libišská tůň v PR Černínovsko*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 82 s.
- Turekian, K. K., Wedepohl, K. H. (1961): *Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust*. Bull. Geol. Soc. Am. 72, p. 175–192.
- VAK Hradec Králové (2010): *Vodovody a kanalizace, Hradec Králové, a. s.* [online]. [cit. 2010-31-12]. <<http://www.vakhk.cz/download.htm>>
- Veselý, J. (1995): *Drainage Sediments in Environmental and Explorative Geochemistry*. Věstník ČGÚ, 70, 3, s. 1-16.
- Veselý, J.; Gürtlerová, P. (1996): *Medieval Pollution of Fluvial Sediment in the Labe (Elbe) River, Bohemia*. Věstník ČGÚ, 71, 1, s. 51–56.
- Vilímek V. (2007): *Vliv extrémních povodní na reliéf krajiny*. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PŘF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 199 - 207.
- Vink, R.; Behrendt, H. (2002): *Heavy Metal Transport in Large Eiver Systems: Heavy Metal Emissions and Loads in the Rhine and Elbe River Basins*. Hydrol. Process, 16, p. 3227-3244. Wiley InterScience doi: 10.1002/hyp.1099
- Vitásek, F. (1958): *Fysický zeměpis. Díl 2 Pevnina*. Československá akademie věd, Praha, 603 s.
- Vlnas, R. a kol. (2005): *Hydrologická bilance množství a jakosti vod České republiky*. ČHMÚ, Praha, 45 s.
- Vránek, T. (1999): *Plešné jezero*. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 96 s.
- Vollenweider, R. A. (1979): *Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren*. Z. Wasser- u- Abwasser-Forschung, 12, S. 46 – 56.
- VÚV T. G. M. (2010): *Hydroekologický informační systém* [online]. [cit. 2010-07-13]. < <http://heis.vuv.cz/> >.
- Weiss, D. a kol. (1983): *Metody chemické analýzy nerostných surovin*. Svazek 1. Ústř. úst. geol., Praha (metodická příručka).

- Wetzel, R. G. (2001): *Limonology. Lake and River Ecosystems. 3rd edition. Academic Press, Elsevier Science, Sand Diego, 1006 pp.*
- Williams, D.D (1996): *Environmental constraints in temporary fresh wates and their consequences for the insect fauna. Journal of the Norht American Benthological Society, 15, p. 634 - 650.*
- Záruba, Q. (1942): *Podélný profil vltavskými terasami mezi Kamýkem a Veltrusy. Rozpravy ČSAV, II. tř., 52, 9, 39 s.*
- Záruba, Q. (1943): *Vltavské údolní meandry u Libčic. Věstník Královské české společnosti nauk, Praha, s. 1 - 14.*
- Zbořil, A. (1994): *Prášílské jezero. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 94 s.*
- Zeller, J. (1967): *Flussmorphologische Studie zum Mäanderproblem. Geogr. Helvet., 22, 2, S. 57 - 96.*
- Žebera, K. (1956): *Fluviální štěrkopisky na území speciální mapy Hradec Králové - Pardubice. Anthropolozikum, 5, s. 381 - 384.*
- Žebera, K. (1958): *Československo ve starší době kamenné. Academia, Praha, 214 s,*

12.1 Seznam použitých norem

- Český normalizační institut (1996): *ČSN EN 27888 (757344) Jakost vod. Stanovení elektrické konduktivity. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1996): *ČSN EN ISO 6059 (75 7384) Jakost vod – Stanovení sumy vápníku a hořčíku. Odměrná metoda s EDTA. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1996): *ČSN EN ISO 8467 (757519) Jakost vod. Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn}). ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1996): *ČSN EN ISO 9963-1 (757371) Jakost vod - Stanovení kyselinové neutralizační kapacity (KNK) - Část 1: Stanovení KNK_{4,5} a KNK_{8,3}. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1997): *ČSN EN ISO 13395 (757456) Jakost vod - Stanovení dusitanového dusíku a dusičnanového dusíku a sumy obou průtokovou analýzou (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1998): *ČSN 757221 Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1998): *ČSN EN 933-1 (721183) Zkoušení geometrických vlastností kameniva - Část 1: Stanovení zrnitosti - Sítový rozbor. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1999): *ČSN EN 1899-2 (757517) Jakost vod - Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech (BSKn) - Část 2: Metoda pro neřaděné vzorky. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (1999): *ČSN EN ISO 11885 (757387) Jakost vod - Stanovení 33 prvků atomovou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP AES). ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2002): *ČSN EN ISO 15682 (757421) Jakost vod - Stanovení chloridů průtokovou analýzou (FIA a CFA) se spektrofotometrickou nebo potenciometrickou detekcí. ČNI, Praha*
- Český normalizační institut (2003): *ČSN EN ISO 14688-1 (721003) Geotechnický průzkum a zkoušení - Pojmenování a zatřídování zemin - Část 1: Pojmenování a popis, ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2005): *ČSN CEN ISO/TS 17892-3 (721007) Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 3: Stanovení zdánlivé hustoty pevných částic zemin pomocí pyknometru. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2005): *ČSN CEN ISO/TS 17892-4 (721007) Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 4: Stanovení zrnitosti zemin. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2005): *ČSN CEN ISO/TS 17892-12 (721007) Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 12: Stanovení konzistenčních mezí. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2005): *ČSN EN ISO 11732 (757454) Jakost vod - Stanovení amoniakálního dusíku - Metoda průtokové analýzy (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí. ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2005): *ČSN EN ISO 15681-2 Jakost vod - Stanovení orthofosforečnanů a celkového fosforu průtokovou analýzou (FIA a CFA) - Část 2: Metoda kontinuální průtokové analýzy (CFA) . ČNI, Praha.*
- Český normalizační institut (2005): *ČSN EN ISO 6878 (757465) Jakost vod - Stanovení fosforu - Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným. ČNI, Praha.*
- ČNR (1992): *Zákon č. 114/92 Sb. ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. Praha.*
- Evropská komise (2000): *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (rámcová směrnice o ochraně vod). Brusel.*
- EHS (1976): *Směrnice Rady 76/464/EHS ze 4. května 1976 o znečištění způsobeném nebezpečnými látkami vypouštěnými do vodního prostředí Společenství. Brusel.*
- EHS (1991): *Směrnice Rady 91/676/EHS z 12. prosince 1991 k ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů (nitratová směrnice). Brusel.*

- International Organisation for Standardization (1995): ISO 11466 Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia. IOS, Geneva.*
- MZe ČR (2001): Vyhláška Ministerstva zemědělství č.431/2001 Sb. ze dne 3. prosince 2001 o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci. Praha.*
- MZe ČR (2002): Metodický pokyn Ministerstva zemědělství č. j. 25248/2002-6000 ze dne 28. 8. 2002 pro sestavení vodohospodářské bilance oblastí povodí, který stanovuje postupy jejího sestavení, minimální rozsah výstupů a způsob jejího zpřístupnění veřejnosti. Praha.*
- MŽP ČR (1994): Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb. ze dne 29. prosince 1993, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Praha.*
- MŽP ČR (1996): Metodický pokyn MŽP ČR 3/1996 ze dne 31. července 1996, kriteria znečištění zemin a podzemní vody. Praha.*
- MŽP ČR (2001): Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 382/2001 Sb. ze dne 17. října 2001 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Praha.*
- MŽP ČR (2005): Metodický pokyn MŽP ČR 12/2005 ze dne 10. září 2005 pro analýzu rizik kontaminovaného území. Praha.*
- Úřad pro normalizaci a měření (1975): ČSN 736511 Názvosloví v hydrologii. Vydavatelství pro normalizaci a měření, Praha.*
- Úřad pro normalizaci a měření (1987): ČSN 73 1001 Zakládání staveb – Základová půda pod plošnými základy. Vydavatelství pro normalizaci a měření, Praha.*
- Ústav pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (2010): ČSN 750110 Vodní hospodářství - Terminologie hydrologie a hydrogeologie. ÚNMZ, Praha.*
- Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (2010): ČSN ISO 10523 (75 7365) Jakost vod – Stanovení pH. Praha.*
- Vláda ČR (2001): Zákon č. 185/2001 Sb. ze dne 15. května 2001 o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Praha.*
- Vláda ČR (2001): Zákon č. 254/2001 Sb. ze dne 28. června 2001 o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Praha.*
- Vyhláška MZ ČR č. 252/2004 Sb., ze dne 22. dubna 2004, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly. MZ ČR, Praha.*

12.2 Seznam obrázků

- Obr. 1.: Vznik opuštěného meandru (zdroj: Kettner, 1954)*
- Obr. 2: Zazemňující se tůň Václavka u Čelákovic (foto D. Chalupová)*
- Obr. 3: Eutrofizované rameno Labe u Obříství (foto D. Chalupová)*
- Obr. 4: Typy říčních údolí (zdroj: Just a kol., 2005)*
- Obr. 5: Erozní terasy (zdroj: Kettner, 1954)*
- Obr. 6: Vývoj teras meandrujícího toku (zdroj: Kettner, 1954) I - nejstarší terasa*
- Obr. 7: Zákruty a meandry (zdroj: Horník a kol., 1986)*
- Obr. 8: Vývoj meandru (zdroj: Just a kol., 2005)*
- Obr. 9: Proudění vody v korytě (zdroj: Just a kol., 2005)*
- Obr. 10: Ukládání materiálu v meandrujícím korytě v oblasti jesepu (zdroj: Ložek, 1975)*
- Obr. 11: Typy meandrujících koryt (zdroj: Wetzel, 2001)*
- Obr. 12: Geometrie meandru (zdroj: Klimaszewski, 1978)*
- Obr. 13: Vliv materiálu na tvar koryta (zdroj: Fairbridge, 1968)*
- Obr. 14: Názvosloví říčních ramen (zdroj: Just a kol., 2005)*
- Obr. 15: Názvosloví základních objektů řek a jejich niv (zdroj: Pithart a kol, 2003B)*
- Obr. 16: Průřez nivou středního Labe (zdroj: Simon a kol., 2005)*
- Obr. 17: Lužní les obklopující slepé rameno u Poděbrad (foto D. Chalupová)*
- Obr. 18: Schéma procesů v aerobní a anaerobní tůni nebo starém rameni (zdroj: Pithart a kol., 2003B)*
- Obr. 19: Společenstvo zooplanktonu labských tůní (foto D. chalupová)*
- Obr. 20: Napojení rybářsky využívaného ramene v Obříství na Labe (foto D. Chalupová)*
- Obr. 21: Schéma proudění vody v nivě Lužnice na 141. říčním km (zdroj: Černý, 1994)*
- Obr. 22: Schéma proudění v kruhové tůni. (zdroj: Černý, 1994)*
- Obr. 23: Revitalizace říčního koryta, nivy a odstavených ramen (zdroj: Just a kol., 2005)*
- Obr. 24: Varianty napojení mrtvého ramena na aktivní tok (zdroj: Just a kol., 2005)*
- Obr. 25: Aktivace mrtvých ramen (zdroj: Just a kol., 2005)*

- Obr. 26: Labišť pod Opočínkem (foto O. Klouček; zdroj: Klouček, 2002)
- Obr. 27: Povodí Labe (zdroj: Simon a kol., 2005)
- Obr. 28: Vývoj říční sítě ve středním Polabí (zdroj: Balatka a kol., 1966)
- Obr. 29: Územní působnost Povodí Labe, s. p. (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2008)
- Obr. 30: Kontrolní profily sledování jakosti vody v územní působnosti Povodí Labe, s. p. (zdroj: Černá a kol., 2006)
- Obr. 31: Kontrolní profily sledování jakosti sedimentu v tocích v územní působnosti Povodí Labe, s. p. (zdroj: Černá a kol., 2006)
- Obr. 32: Zdymadlo v Přelouči, jehož plavební komora nebyla ještě nikdy použita (zdroj: <http://www.pla.cz>)
- Obr. 33: Úpravy toku Labe u Lysé nad Labem (podle Kettner, 1954)
- Obr. 34: Labská přehrada (zdroj: <http://www.pla.cz>)
- Obr. 35: Hlavní zdroje znečištění na Labi
- Obr. 36: Změny kvality vody v tocích na celém území povodí Labe v České republice podle ČSN 75 7221 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)
- Obr. 37: Časový vývoj produkce a vypouštění BSK₅ na území spravovaném Povodím Labe, a.s. (zdroj: Černá a kol., 2006)
- Obr. 38: Kvalita vody v tocích v parametru CHSK_{Cr} v roce 1990 (zdroj: ČHMÚ, 2010)
- Obr. 39: Kvalita vody v tocích v parametru CHSK_{Cr} v roce 2005 (zdroj: ČHMÚ, 2010)
- Obr. 40: Kvalita vody v tocích v parametru N-NO₃ v roce 1990 (zdroj: ČHMÚ, 2010)
- Obr. 41: Kvalita vody v tocích v parametru N-NO₃ v roce 2005 (zdroj: ČHMÚ, 2010)
- Obr. 42: Vývoj průměrných koncentrací znečištění vypouštěného z kanálu A ze Synthesie, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV, T. G. M., 2010)
- Obr. 43: Areál Spolany, a. s., (Spolana, a. s., 2007)
- Obr. 44: Vypouštěné koncentrace znečištění z ČOV Spolany, a. s., z kanálu 10 po roce 1990 (zdroj: VÚV, T. G. M., 2010)
- Obr. 45: Snížení koncentrací v odpadních vodách vypouštěných z podniku Bioferm – Lihovar Kolín, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)
- Obr. 46: Koncentrace vypouštěného znečištění z Lučebních závodů Draslovka Kolín, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)
- Obr. 47: Vývoj koncentrací znečištění vypouštěného z Lučebních závodů Kolín, a. s., po roce 1990 (zdroj: VÚV T. G. M., 2010)
- Obr. 48: Umístění zkoumaných starých ramen v rámci středního Polabí
- Obr. 49: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768; (rektifikace 1780-1783, zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 50: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836 - 1852 (zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 51: Letecké snímkování z roku 1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 52: Letecké snímkování z roku 2008 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 53: Pohled na hladinu jezera Němčice pokrytou okřehkem (16.8.2006) (foto D. Chalupová)
- Obr. 54: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768; (rektifikace 1780-1783, zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 55: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852 (zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 56: Letecké snímkování z roku 1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 57: Letecké snímkování z roku 2007/2008 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 58: Spojení slepého ramene s Labem ze západního břehu (16.8.2007) (foto D. Chalupová)
- Obr. 59: Spojení s Labem z vnitřní části meandru z východní části (19.3.2007) (foto D. Chalupová)
- Obr. 60: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768; (rektifikace 1780-1783, zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 61: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852 (zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 62: Letecké snímkování z roku 1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 63: Letecké snímkování z roku 2007 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 64: Zachovalý lužní les obklopující staré labské rameno u Poděbrad (4.10.2007) (foto D. Chalupová)
- Obr. 65: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768; (rektifikace 1780-1783, zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 66: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836-1852 (zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 67: III. Vojenské mapování (Františko-Josefské) 1877-1880 (zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 68: Letecké snímkování z roku 1953/1954 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 69: Letecké snímkování z roku 2007 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 70: Měření fyzikálních parametrů vody v tůni Václavka (15.11.2006) (foto MUDr. D. Chalupová)
- Obr. 71: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768; (rektifikace 1780-1783, zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)
- Obr. 72: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836 - 1852 (zdroj: <http://oldmaps.geolob.cz>)

- Obr. 73: III. Vojenské mapování (Františko-Josefské) 1877–1880 (zdroj: <http://oldmaps.geolab.cz>)
- Obr. 74: Letecké snímkování z roku 1953 (zdroj: VGHMÚř Dobruška, MO ČR; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 75: Letecké snímkování z roku 2007 (zdroj: Geodis Brno, spol. s r. o.; <http://kontaminace.cenia.cz>)
- Obr. 76: Staré rameno Obříství – pohled z betonové hráze (21.4.2007) (foto D. Chalupová)
- Obr. 77: Přítok Černavka (21.4.2007) (foto D. Chalupová)
- Obr. 78: Batymetrické křivky zkoumaných jezer
- Obr. 79: Umístění zkoumaných lokalit a vodočetných stanic na Labi
- Obr. 80: Změny vodních stavů během vzorkování kvality vody ve zkoumaných jezerech
- Obr. 81: Vývoj změn vodního stavu v jezeře Němčice v porovnání s údaji z nejbližšího sledovaného labského profilu tj. limnigrafu v Němčicích od 23. 8. 2006 do 1. 4. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p.)
- Obr. 82: Vývoj změn vodního stavu v jezeře Václavka v porovnání s údaji z nejbližšího sledovaného labského profilu tj. horní hladiny na jezu v Čelákovcích od 1. 8. 2006 do 1. 4. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p.)
- Obr. 83: Záplavová území v lokalitě Němčice (zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)
- Obr. 84: Záplavová území v lokalitě Lžovice (zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)
- Obr. 85: Záplavová území v lokalitě Poděbrady (zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)
- Obr. 86: Záplavová území v lokalitě Václavka (zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)
- Obr. 87: Záplavová území v lokalitě Obříství (zdroj: rozlivy: <http://www.dibavod.cz>; mapy: <http://geoportal.cenia.cz>)
- Obr. 88: Odběrová místa pro povrchové vzorkování kvality vody
- Obr. 89: Měření kyslíku sondou v jezeře Obříství (odběrové místo A) (foto MUDr. D. Chalupová)
- Obr. 90: Pohled na hladinu jezera Němčice pokrytou okřehkem (Lemna) (červenec 2007) (foto D. Chalupová)
- Obr. 91: Zakalená hladina v jezeře Obříství v letních měsících 2007 (foto D. Chalupová)
- Obr. 92: Změny teploty ve vodním sloupci ve zkoumaných jezerech
- Obr. 93: Změny hodnot pH ve vodním sloupci zkoumaných starých ramen
- Obr. 94: Změny vodivosti ve vztahu k hloubce ve zkoumaných jezerech
- Obr. 95: Změny koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vodním sloupci ve zkoumaných jezerech
- Obr. 96: Průběh teplot v povrchové vrstvě vody zkoumaných fluviálních jezer během sledovaného období
- Obr. 97: Vývoj hodnot pH během sledovaného období
- Obr. 98: Alkalita vody zkoumaných jezer během sledovaného období
- Obr. 99: Vývoj hodnot vodivosti během sledovaného období
- Obr. 100: Model rozvoje biomasy fytoplanktonu v dimtickém jezeře se střední produktivitou (zdroj: Wetzel, 2001)
- Obr. 101: Vývoj koncentrací rozpuštěného kyslíku během sledovaného období
- Obr. 102: Srovnání vývoje hodnot BSK_5 a $CHSK_{Mn}$ ve všech zkoumaných jezerech během sledovaného období
- Obr. 103: Srovnání vývoje hodnot forem dusíku ve všech zkoumaných jezerech během sledovaného období
- Obr. 104: Srovnání vývoje hodnot P_{tot} a $P-PO_4$ ve všech zkoumaných jezerech během sledovaného období
- Obr. 105: Srovnání vývoje hodnot chloridů na všech lokalitách během sledovaného období
- Obr. 106: Koncentrace vápníku na všech lokalitách během sledovaného období
- Obr. 107: Koncentrace hořčíku na všech lokalitách během sledovaného období
- Obr. 108: Tvrdost vody ve zkoumaných jezerech
- Obr. 109: Koncentrace železa ve zkoumaných starých ramenech
- Obr. 110: Koncentrace manganu ve zkoumaných jezerech
- Obr. 111: Ordinační diagram PCA analýzy popisující vztahy vybraných parametrů vody při měřeních ve zkoumaných starých ramenech během sledovaného období
- Obr. 112: RDA ordinace závislosti kvality vody na jezeře
- Obr. 113: RDA ordinace závislosti kvality vody na měsíci odběru
- Obr. 114: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Němčice
- Obr. 115: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Němčice
- Obr. 116: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Lžovice
- Obr. 117: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Lžovice
- Obr. 118: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Poděbrady
- Obr. 119: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Poděbrady
- Obr. 120: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Václavka
- Obr. 121: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Václavka
- Obr. 122: PCA ordinace chemismu vzorků vody v jezeře Obříství

- Obr. 123: RDA ordinace závislosti chemismu vody na teplotě v jezeře Obříství
- Obr. 124: Umístění zkoumaných jezer a nejbližších labských profilů s pravidelným vzorkováním kvality vody (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 125: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Němčice ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných ve stejnojmenném jezeře Němčice během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 126: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Němčice a ve stejnojmenném jezeře během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 127: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Veletov ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných v jezeře Lžovice během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 128: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Veletov a v jezeře Lžovice během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 129: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Nymburk ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných v jezeře Poděbrady během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 130: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Nymburk a v jezeře Poděbrady během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 131: Dlouhodobý vývoj kvality vody na labském profilu Lysá nad Labem ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných v jezeře Václavka během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 132: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Lysá n. L. a v jezeře Václavka během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 133: Dlouhodobý vývoj kvality na labském profilu Obříství ve srovnání s průměrnými hodnotami vybraných parametrů zjištěných ve stejnojmenném jezeře během vlastních měření (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 134: Vývoj vybraných parametrů vody v Labi na profilu Obříství a ve stejnojmenném jezeře během roku 2006 a 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 135: Místa odběru sedimentu
- Obr. 136: Vzorek získaného profilu sedimentu
- Obr. 137: Ukládání profilu sedimentu z odběrového zařízení do skladovacího tubusu
- Obr. 138: Detail jemnozrnného homogenního sedimentu z jezera Němčice
- Obr. 139: Zrnitostní a barevné změny v profilu sedimentu z jezera Václavka
- Obr. 140: Písečné čocky ve spodních vrstvách sedimentu z jezera Poděbrady
- Obr. 141: Barevný přechod v jílovitém sedimentu z odběrového místa Obříství B
- Obr. 142: Koncentrace stříbra – Ag v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 143: Koncentrace arzenu – As v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 144: Koncentrace kadmia – Cd v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 145: Koncentrace chromu – Cr v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 146: Koncentrace mědi – Cu v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 147: Koncentrace železa – Fe v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 148: Koncentrace rtuti – Hg v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 149: Koncentrace manganu – Mn v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 150: Koncentrace niklu – Ni v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 151: Koncentrace olova – Pb v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 152: Koncentrace zinku – Zn v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 153: Obsah organického uhlíku - C_{org} v profilech sedimentu zkoumaných starých ramen
- Obr. 154: Ordinační diagram PCA analýzy popisující polohu jednotlivých vzorků sedimentu podle naměřených koncentrací stanovovaných prvků
- Obr. 155: RDA ordinace závislosti obsahu stanovovaných prvků na místě odběru profilu sedimentu
- Obr. 156: RDA ordinace závislosti obsahu stanovovaných prvků na rostoucí hloubce sedimentu
- Obr. 157: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z jezera Němčice
- Obr. 158: RDA ordinace závislosti obsahu měřených prvků na hloubce sedimentu v jezeře Němčice
- Obr. 159: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Lžovice A
- Obr. 160: RDA ordinace závislosti obsahu měřených prvků na hloubce sedimentu v jezeře Němčice
- Obr. 161: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Lžovice B
- Obr. 162: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z jezera Poděbrady
- Obr. 163: RDA ordinace závislosti obsahu měřených prvků na hloubce sedimentu v jezeře Poděbrady
- Obr. 164: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Obříství A

- Obr. 165: PCA ordinace obsahu měřených prvků ve vrstvách profilu sedimentu z odběrového místa Obříství B
- Obr. 166: Umístění starých labských ramen s provedeným výzkumem znečištění sedimentů vybranými kovy
- Obr. 167: Umístění zkoumaných jezer a nejbližších labských profilů s pravidelným vzorkováním kvality povrchových sedimentů (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 168: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Němčice ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzénu v profilu sedimentu ze starého ramene Němčice v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 169: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Valy ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzénu v profilech sedimentů ze starého ramene Lžovice v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 170: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Lysá nad Labem ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzénu v profilech sedimentů ze starých ramen Poděbrady a Václavka v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)
- Obr. 171: Vývoj zatížení povrchových labských sedimentů na profilu Obříství ve srovnání s obsahem stanovovaných kovů a arzénu v profilu sedimentu v jezeře Obříství v roce 2007 (zdroj: ČHMÚ)

12.3 Seznam tabulek

- Tab. 1: Vztahy parametrů toku podle různých autorů (zdroj: Matoušková, 2003)
- Tab. 2: Hlavní vodní toky ČR (zdroj: Němec, Hladný, 2006) *Odra včetně hraničního přítoku Olše
- Tab. 3: Zařazení labských teras do vybraných systémů pleistocenních teras v Evropě a u nás a relativní výšky labských teras (zdroj: Balatka a kol., 1966)
- Tab. 4: Průtoky na vybraných vodoměrných stanicích v povodí českého Labe (zdroj: Simon a kol., 2005)
- Tab. 5: Zkrácení délky Labe v rámci kanalizačních prací (podle Simon a kol., 2005)
- Tab. 6: Přehled významných zdrojů znečištění s vypouštěním nad 15 t BSK₅ v roce 2005 (zdroj: Černá a kol., 2006)
- Tab. 7: Limitní hodnoty pro zařazení do tříd kvality vody pro vybrané parametry podle ČSN 75 7221
- Tab. 8: Odběry a vypouštění vod v mil. m³ za rok v oblasti spravované Povodím Labe, s. p. (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2002 - 2008)
- Tab. 9: Vypouštění produkovaného znečištění v t za rok v oblasti spravované Povodím Labe, s. p. (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2002 - 2008)
- Tab. 10: Množství vypouštěného znečištění z vybraných průmyslových provozů středního Polabí (zdroj: Černá a kol., 2006,; Ferbar, Skalická, 2007, 2008)
- Tab. 11: Antropogenní zdroje těžkých kovů a As (zdroj: MKOL, 1993)
- Tab. 12: Mezní hodnoty vybraných parametrů pro pitnou vodu (zdroj: Vyhláška MZ ČR č. 252/2004 Sb.; Pitter, 1999)
- Tab. 13: Limitní hodnoty vybraných prvků v zeminách a kalech (zdroj: MŽP, 1994, 1996, 2001)
- Tab. 14: Rozdělení prvků mezi jednotlivé složky sedimentu v zrnitostní frakci <63μm dnového sedimentu řeky Labe (zdroj: Borovec a kol., 2000)
- Tab. 15: Různé typy sekvenčních extrakcí (zdroj: Borovec, 2000)
- Tab. 16: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Němčice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 17: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Němčice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 18: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Lžovice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 19: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Lžovice (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 20: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Poděbrady (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 21: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Poděbrady (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 22: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Václavka (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 23: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Václavka (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 24: Využití ploch v okruhu 3 km od pomyslného středu jezera Obříství (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 25: Využití ploch v okruhu 5 km od pomyslného středu jezera Obříství (zdroj: <http://lucc.it.cz>)
- Tab. 26: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer
- Tab. 27: Údaje o vodních stavech v jezerech během vzorkování kvality vody (23. 8. 2006 – 4. 10. 2007)
- Tab. 28: Údaje o vodních stavech na nejbližších labských profilech během vzorkování kvality vody v jezerech (23. 8. 2006 – 4. 10. 2007) (zdroj: Povodí Labe, s. p.)
- Tab. 29: Údaje o vodních stavech v jezeře Václavka a Němčice a na nejbližších labských profilech v období od 23. 8. 2006 do 1. 4. 2010) (zdroj: Povodí Labe, s. p.)
- Tab. 30: Hodnoty saprobního indexu S a BSK₅ pro různé stupně saprobity (zdroj: Sládeček, Tuček, 1974)
- Tab. 31: Mezní hodnoty vybraných parametrů pro pitnou vodu (Zdroj: Vyhláška MZ ČR č. 252/2004 Sb.)

- Tab. 32: Průhlednost vody určená Secchiho deskou v jezerech bez anorganického suspendovaného materiálu a trofická úroveň jezer (Kalff, 2002)
- Tab. 33: Průhlednost a barva vody ve zkoumaných jezerech
- Tab. 34: Hodnoty rovnovážné koncentrace kyslíku ve vodě v závislosti na teplotě při atmosférickém tlaku 1013,24 hPa (zdroj: Benson, Krause, 1980)
- Tab. 35: Výsledky měření vybraných parametrů ve vodním sloupci zkoumaných starých ramen
- Tab. 36: Souhrnná klasifikace trofických stupňů ve vztahu obsahu celkového dusíku, fosforu, chlorofylu a průhlednosti vody (zdroj: Wetzel, 2001)
- Tab. 37: Koncentrace sledovaných parametrů vody ve zkoumaných fluvialních jezerech (ČSN 75 7221; Šnajdr, 2002; Kryžová, 2007; Havlíková, 2007)
- Tab. 38: Rozdělení odebraných profilů sedimentů do vrstev
- Tab. 39: Zatřídění vzorků sedimentů podle ČSN
- Tab. 40: Koncentrace stanovovaných prvků v sedimentu zkoumaných starých ramen
- Tab. 41: Požadované koncentrace vybraných prvků využívané k hodnocení zatížení labských sedimentů (Turekian, Wedepohl, 1961; Stachel, Lüscho, 1996; Prange et al., 1997A)
- Tab. 42: Průměrné koncentrace stanovovaných prvků v profilech sedimentů
- Tab. 43: Geoakumulační indexy (Müller, 1979) vypočtené pro zkoumané profily sedimentů s barevným vyznačením třídy znečištění
- Tab. 44: Třídy znečištění sedimentu podle hodnot geoakumulačních indexů (Müller, 1979)
- Tab. 45: Třídy znečištění sedimentů podle klasifikačního systému ARGE Elbe (Stachel, Lüscho, 1996)
- Tab. 46: Hodnocení průměrných koncentrací stanovovaných prvků zjištěných v profilech sedimentů zkoumaných starých labských ramen podle systému ARGE Elbe (Stachel, Lüscho, 1996)
- Tab. 47: Třídy znečištění sedimentů podle nového klasifikačního systému pro region Labe GHW - Elbe (Prange et al., 1997)
- Tab. 48: Hodnocení průměrných koncentrací stanovovaných prvků zjištěných v profilech sedimentů zkoumaných starých labských ramen podle nové klasifikace regionu Labe GHW - Elbe (Prange et al., 1997A)
- Tab. 49: Zatížení sedimentů starých labských ramen v letech 2001 – 2007 za použití geoakumulačních indexů (Müller 1979) (zdroj: Chalupová, 2003; Chalupová, Janský, 2004; Klouček, 2002; Šnajdr, 2002)
- Tab. 50: Zatížení sedimentů starých labských ramen v letech 2001 – 2007 podle A. Prangeho a kol. (1997A) (zdroj: Chalupová, 2003; Chalupová, Janský, 2004; Klouček, 2002; Šnajdr, 2002)

12.4 Seznam zkratk

- AAS - Atomová absorpční spektrometrie
- ARGE Elbe – Arbeitsgemeinschaft für Reinhaltung der Elbe
- BCR - Bureau Community of Reference
- BSK₅ – Biologická spotřeba kyslíku za 5 dní
- CHSK_{Mn} – Chemická spotřeba kyslíku manganistanem
- CHSK_{Cr} – Chemická spotřeba kyslíku dichromanem
- Cl - Chloridy
- C_{org} – Organický uhlík
- ČOV – Čistírna odpadních vod
- ČRS MO – Český rybářský svaz, místní organizace
- DCA - Detrendovaná korespondenční analýzy
- EDTA – Kyselina ethylendiamintetraoctovou
- FAAS – Plamenová atomová absorpční spektrometrie
- GHW Elbe – Geogene Hintergrundwerten Elbe
- ICP-MS - Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plasmou
- ICP-OES - Optická emisní spektrometrie s indukčně vázanou plasmou
- I_{geo} – Geoakumulační index
- KNK_{4,5} – Kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5
- KNK_{8,3} – Kyselinová neutralizační kapacita do pH 8,3
- MKOL – Mezinárodní komise pro ochranu Labe
- NL – Nerozpuštěné látky
- N-NH₄ – Amoniakální dusík

N-NO₂ – Dusitanový dusík
N-NO₃ – Dusičnanový dusík
NTA – Kyselina nitrilotrioctová
PCA - Analýza hlavních komponent
P-PO₄ – Fosforečnanový fosfor
P_{tot} – Celkový fosfor
RDA – Redundanční analýza
ř. km – říční kilometr
VCM - Vinylchlorid monomer
VKP – Významný krajinný prvek
ZD – Zemědělské družstvo