

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE  
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA  
ÚSTAV PRO ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

**ZMĚNY ZÁTĚŽE EKOSYSTÉMU V PODÉLNÉM PROFILU  
ANTROPOGENNĚ OVLIVNĚNÉHO TOKU**

Disertační práce

RNDr. Kateřina Kohušová

Praha 2010

Školitel:

RNDr. Jaroslav Tonika, CSc.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně s použitím uvedených pramenů a literatury a že tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 17.12.2010

Kateřina Kohušová

## Poděkování

Chtěla bych poděkovat všem, kteří přispěli ke vzniku této práce: osazenstvu Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty UK a svému školiteli RNDr. Jaroslavu Tonikovi, CSc., osazenstvu Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.Masaryka, v.v.i. a to zejména kolegům RNDr. Ladislavu Havlovi, CSc. a doc. Petru Vlasákovi, CSc., kteří mě uvedli do problematiky Bíliny a biofilmů, osazenstvu MMD a v neposlední řadě také osazenstvu Evropské a Školní ulice.

## OBSAH

<b>ABSTRAKT</b> .....	<b>6</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>8</b>
<b>1 ÚVOD</b> .....	<b>10</b>
<b>2 MOŽNOSTI SLEDOVÁNÍ ZMĚN VE VODNÍM EKOSYSTÉMU NA ZÁKLADĚ ANALÝZY PŘISEDLÝCH SPOLEČENSTEV ORGANISMŮ</b> .....	<b>11</b>
<b>2.1 Periphyton</b> .....	<b>11</b>
<b>2.2 Aufwuchs</b> .....	<b>13</b>
<b>2.3 Biofilm</b> .....	<b>15</b>
2.3.1 Co si představit pod pojmem biofilm? .....	15
2.3.2 Vznik biofilmu .....	16
2.3.3 Charakteristiky biofilmu pro použití při sledování kontaminace ekosystému .....	17
2.3.4 Výměna látek mezi biofilmem a prostředím .....	18
2.3.5 Využití biofilmů jako bioindikátorů kvality vodního prostředí .....	19
2.3.6 Akumulace látek v biofilmu .....	20
2.3.7 Sledování biofilmů v praxi .....	21
2.3.8 Používání biofilmů v ČR – současnost .....	22
2.3.9 Podobnost biofilmů a sedimentů v návaznosti na možnost sledování kontaminace říčního ekosystému .....	24
<b>3 TOK BÍLINY</b> .....	<b>25</b>
<b>3.1 Hydromorfologická charakteristika</b> .....	<b>25</b>
<b>3.2 Hydrologická charakteristika</b> .....	<b>26</b>
<b>3.3 Hydrochemická charakteristika</b> .....	<b>26</b>
<b>3.4 Biologická charakteristika</b> .....	<b>27</b>
<b>3.5 Bílina ve vztahu ke znečištění Labe</b> .....	<b>28</b>
<b>4 METODIKA</b> .....	<b>30</b>
<b>4.1 Výběr odběrových profilů</b> .....	<b>30</b>
<b>4.2 Zpracování vzorků</b> .....	<b>34</b>
4.2.1 Odběr vzorků .....	34
4.2.2 Laboratorní analýzy vzorků .....	36
<b>5 VÝSLEDKY A DISKUZE</b> .....	<b>38</b>
<b>5.1 Povrchová voda</b> .....	<b>38</b>
5.1.1 Sledování v letech 2004 - 2009 .....	38
5.1.2 Porovnání koncentrací sledovaných látek v povrchové vodě s odstupem 10 let .....	43
<b>5.2 Biofilmy a sedimenty</b> .....	<b>45</b>
5.2.1 Sledování v letech 2005 – 2008 .....	45
5.2.2 Vztahy mezi jednotlivými maticemi .....	48



5.2.3	Charakteristika biofilmů .....	50
5.2.4	Zhodnocení vybraných sledovaných látek pomocí klasifikace zatížení sedimentů .....	52
<b>5.3</b>	<b>Individuální aspekty znečištění jednotlivými sledovanými ukazateli .....</b>	<b>55</b>
5.3.1	Arzen, kadmium, olovo, zinek .....	55
5.3.2	Rtuť .....	58
5.3.3	Vanad .....	60
5.3.4	Suma PAU a PCB .....	63
5.3.5	Suma DDT .....	65
5.3.6	HCB .....	67
5.3.7	Suma HCH .....	69
5.3.8	Zdroje znečištění .....	71
<b>5.4</b>	<b>Možnosti využívání biofilmů (a sedimentů) k hodnocení zátěže toků .....</b>	<b>73</b>
<b>6</b>	<b>ZÁVĚRY .....</b>	<b>75</b>
<b>7</b>	<b>LITERATURA .....</b>	<b>77</b>
<b>8</b>	<b>PŘÍLOHY .....</b>	<b>93</b>
	<b>SEZNAM TABULEK .....</b>	<b>94</b>
	<b>SEZNAM OBRÁZKŮ .....</b>	<b>95</b>

## ABSTRAKT

Pro stanovení antropogenní zátěže ekosystému Bíliny byly sledovány koncentrace vybraných těžkých kovů (As, Cd, Hg, Pb, V, Zn) a specifických organických látek (PAU, PCB, HCH, HCB, DDT) ve třech různých matricích, v povrchové vodě, v biofilmech a sedimentech. V podélném profilu toku byly vytyčeny čtyři odběrové profily (B1 – B4) mapující různé části toku, sledování probíhalo v letech 2005 až 2008. U koncentrací sledovaných látek v povrchové vodě bylo zaznamenáno snížení zátěže v porovnání s hodnotami zjištěnými před deseti lety. Koncentrace sledovaných látek detekované v povrchové vodě vykazovaly zjevné tendence v průběhu znečištění v podélném profilu toku, kdy docházelo k navyšování zátěže směrem po proudu. Odběrovými profily, které se vyznačovaly nejvyššími koncentracemi polutantů, byly profily B3 a B4 ve střední a dolní části toku. U některých polutantů se většina naměřených hodnot pohybovala pod mezí stanovitelnosti daných analytických metod, což vypovídá o snížení zátěže v toku, ale tento pozitivní trend byl rušen náhlými výkyvy maximálních koncentrací. I když k těmto výkyvům dochází pouze ojediněle a jejich trvání je krátkodobé, zjištěné hodnoty koncentrací byly velmi vysoké (Hg, suma PAU a DDT), což může mít výrazný negativní vliv na fungování ekosystému. Takovéto hodnoty koncentrací látek mohou říční ekosystém významně poškodit.

Při sledování koncentrace látek v biofilmech a sedimentech bylo zjištěno, že koncentrace v těchto matricích byly o 3 – 6 řádů vyšší než v povrchové vodě, přičemž nejvyšší schopnost akumulace byla zjištěna u specifických organických látek (HCB, suma DDT). U některých polutantů byla pozorována závislost mezi koncentracemi v biofilmech a sedimentech (Cd, Hg, suma PCB, suma DDT, silná závislost u V). U vanadu byla pozorována závislost i mezi koncentracemi v povrchové vodě a pevných matricích. Výsledky sledování kontaminace pevných matric také ukázaly na vyšší zátěž toku v jeho střední a dolní části (profil B3, B4). Sledování vanadu poskytlo zajímavé výsledky, docházelo k sezónní variabilitě koncentrací díky zarůstání toku makrofyty (*Potamogeton pectinatus*). K výraznému zvýšení koncentrací docházelo v souvislosti s výskytem bodových zdrojů znečištění v okolí odběrové lokality. Nárůst koncentrací byl zaznamenán zejména pro V, Hg, HCB a sumu DDT, u nichž docházelo ke zvýšení koncentrací v profilu B3 (V) či závěrném profilu B4 (Hg, HCB, suma DDT).

Zátěž toku lze na základě vyhodnocení kontaminace pevných matric hodnotit u sledovaných těžkých kovů, arzenu, olova a zinku jako středně vysokou s rozkolísanými koncentracemi v podélném profilu toku. Střední a dolní část toku se vyznačuje vyšší zátěží rtuť. Poněkud opačný trend byl zaznamenán u kadmia, nejvyšší koncentrace byly zjištěny v profilu B1, který je ovlivněn jinými (přirozenými) zdroji znečištění (horninové složení). Zátěž toku specifickými organickými látkami, konkrétně u PCB je stálá v celém podélném profilu toku. Naopak nejvyšší koncentrace HCB a sumy DDT jsou soustředěny do závěrného profilu B4 v souvislosti s výskytem zdrojů znečištění (staré zátěže, chemický průmysl).

Vzhledem k tomu, že maximální koncentrace sledovaných látek jsou vesměs soustředěny do závěrného profilu B4, tok Bíliny (ač nevýznamný svou vodností) svou kontaminací polutanty (zejm. Hg, HCB, metabolity a izomery DDT a izomery HCH) negativně ovlivňuje tok Labe.

Na základě provedených sledování byly biofilmy vyhodnoceny a zvoleny jako vhodné matrice pro sledování kontaminace říčního ekosystému. Doporučení pro standardizaci vzorkování biofilmů, která vyplynula z řešení:

- vzorkovat biofilmy z různých dostupných povrchů ve sledovaném profilu (s ohledem na jejich poměrné zastoupení);
- vzorkovat biofilmy obdobného makroskopického vzhledu;
- při vzorkování v různých ročních obdobích zohlednit změny ve složení biofilmů.

V rámci této práce byly vzorkovány biofilmy rosolovité konzistence a hnědého zbarvení. Takovéto biofilmy byly bez větších obtíží nacházeny v toku v zimním období; v letním období bylo nutno vyvarovat se vzorkování z příliš osvětlených míst s vysokým zastoupením zelených řas. Mikroskopické sledování složení takto selektovaných biofilmů odhalilo, že více než poloviční podíl každého vzorku byl tvořen rozsivkami (*Bacillariophyceae*). Na základě tohoto zjištění lze konstatovat, že zjištěné koncentrace sledovaných látek v biofilmu odrážejí stav toku a nejsou ovlivněny kvalitativním složením biofilmu.

S ohledem na výsledky sledování všech matric lze shrnout, že ačkoliv v průběhu posledních desetiletí došlo k výraznému snížení znečištění vody Bíliny antropogenními polutanty, zátěž ekosystému zůstává stále vysoká. Projevuje se významnými koncentracemi sledovaných látek, které byly zjištěny v pevných matricích, biofilmech a sedimentech. K nejvýraznějším kontaminantům uvedených matric patří Hg, V, PCB, PAU, HCH, HCB a DDT (vč. metabolitů). Nejzatíženějšími profily jsou profil B3 v Želenicích a závěrný profil B4 v Ústí nad Labem.

## ABSTRACT

To determine anthropogenic load of the Bílina river ecosystem we monitored concentrations of selected heavy metals (As, Cd, Hg, Pb, V, Zn) and specific organic substances (PAH, PCB, HCH, HCB, DDT) in three different matrices: surface water, biofilms and sediments. In the longitudinal profile of the river, four sampling profiles were determined (B1 – B4), mapping different parts of the river. The monitoring took place from 2005 to 2008. Concentrations of the substances monitored in surface water showed a decrease in load compared to the values from ten years ago. The concentrations found in surface water showed clear tendency of pollution in the longitudinal profile; the load increased downstream and profiles B3 and B4 mid- and downstream had the highest concentration. In the case of some concentrations of substances in surface water there is a trend of the majority of values being below the detection limit by the given methods of analysis. This shows a decrease of load in the river but the positive trend was invalidated by variations in maximum concentrations. Even though these variations were rare and short-term the concentration values were often extremely high (Hg, sum of PAH and DDT), which can have major negative impact on how the ecosystem functions. Such concentration values can significantly damage the ecosystem.

During the monitoring the concentrations of the monitored substance in biofilms and sediments was found that the concentrations detected in these matrices were three to six times higher. The highest accumulation capabilities were found in specific organic substances (HCB, sum of DDT). In some pollutants, I detected dependency in the concentrations in biofilms and sediments (Cd, Hg, sum of PCB, sum of DDT, strong dependency for V), and for vanadium in the concentrations in surface water and both solid matrices. The results of the monitoring of the solid matrix contamination have also pointed out higher load mid- and downstream (profiles B3 and B4). The monitoring of vanadium led to interesting results: seasonal concentration variability due to the stream overgrowing with macrophytes (*Potamogeton pectinatus*). Concentrations of substances in biofilms and sediments were also influenced by one-off variations of maximum concentrations that endanger the functioning of the river ecosystem. For some concentrations there was a sudden increase in relation to the existence of point sources of pollution in the sampling area. These trends were found primarily for V, Hg, HCB and the sum of DDT where there were higher concentrations in the B3 (V) and the B4 (Hg, HCB, sum of DDT) profile.

Therefore, on the basis of the measurement of contamination of solid matrices we can consider the load of the stream for heavy metals (As, Pb, Zn) as medium, with varying concentrations in the longitudinal profile and with a higher load for mercury mid- and downstream. The opposite concentration trend where the highest concentrations were found in the first, B1 profile due to natural resources (geological environment) was found for cadmium. The load by specific organic substances is highest for PCB (throughout the whole profile) and for HCB and the sum of DDT (the load is clearly concentrated in the B4 profile). Because the maximum concentration of the monitored substances is concentrated mainly in the downstream B4, profile the Bílina river (even though not important in terms of water content) negatively influences the Elbe river due to its contamination by pollutants (especially Hg, HCB, metabolites and DDT and HCH isomers).

On the basis of the monitoring performed, biofilms were evaluated and chosen as suitable matrices for the monitoring of the contamination of the river ecosystem. The following standardisation recommendations for biofilm sampling were formulated:

- Sample biofilms from various available surfaces in the monitored profile (taking into account their proportional representation);
- Sample biofilms of similar macroscopic appearance;

- Take into account the changes in biofilm composition when using samples from different seasons of the year.

In this thesis we sampled biofilms of gelatinous consistency and brown colour. Such biofilms were easy to find in the winter. In the summer we had to avoid sampling from bright places with high green algae content. Microscopic observation of the composition of the collected biofilms revealed that more than half of each sample was made of diatoms (*Bacillariophyceae*). Due to this finding we can note that the concentrations of the monitored substances in biofilms reflect the situation in the river and are not affected by the qualitative composition of the biofilm.

Generally, the results of the monitoring of all matrices show that even though there has been a significant decrease in contamination of the Bílina river the ecosystem remains heavily loaded. There is a considerable concentration of the monitored substances in solid matrices (biofilms, sediments). The most important contaminants are the following: Hg, V, PCB, PAH, HCH, HCB and DDT (including metabolites). The profiles that are loaded the most are the B3 profile in the town of Želenice and the downstream B4 profile in the city of Ústí nad Labem.

# 1 ÚVOD

Předkládaná disertační práce se zabývá sledováním zátěže ekosystému v podélném profilu antropogenně ovlivněného povrchového toku Bíliny. Při sledování zátěže ekosystému je vhodné sledovat kontaminaci v různých složkách ekosystému. Doporučení tohoto přístupu lze nalézt i v Rámcové směrnici 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (dále jen „Rámcová směrnice“) za účelem dosažení dobrého ekologického stavu, kde kontaminace prioritními polutanty určuje tzv. chemický stav kvality povrchové vody.

Pro účely sledování kontaminace říčního ekosystému byly kromě tradičních odběrů povrchové vody vybrány pevné matrice, biofilmy a sedimenty říčního dna. Biofilmy se vyskytují téměř na všech ponořených površích v toku a poskytují relativně snadno dostupnou matici pro sledování koncentrace znečišťujících látek v toku. Při sledování vzorků povrchové vody získáme informaci o aktuální (a okamžité) situaci v toku, zatímco sledování kontaminace pevných matic nám umožní podat informaci o stavu toku v dlouhodobějším horizontu.

Sledovanou lokalitou byl tok Bíliny, který byl v minulosti nechvalně známý pro svou velmi špatnou kvalitu vody, projevující se žalostným stavem celého toku a to včetně vnějších sensorických projevů, měnící se barvy vody či neustálého zápachu, vnímaných širokou veřejností...

*„Okolo Mostu voděnka teče,  
kdo se z ní napije, chytaj ho křeče.  
Ona jen neteče, ona i smrdí,  
proto jsou Mostečtí na ni tak hrdí.  
Od toho smradu zčernala celá,  
proto ji Mostečtí nazvali Bělá.“*

*(Zdroj: diskuze čtenářů na [www.idnes.cz](http://www.idnes.cz))*

V současnosti v souvislosti s omezováním průmyslové výroby a porevolučními snahami zlepšit stav životního prostředí v oblasti severních Čech se zdá, že koncentrace škodlivých látek v povrchové vodě naznačují zlepšení situace v toku.

Tato práce si klade za cíl zjistit stav ekosystému toku Bíliny, zejména jeho kontaminaci těžkými kovy a specifickými organickými látkami, lokalizovat oblasti zdrojů znečištění, a to pomocí hodnocení vzorků povrchové vody, biofilmů a sedimentů. Dílčím cílem je ověření, zda jsou biofilmy vhodnou maticí pro sledování zátěže v toku a jaká jsou specifika jejich použití.

## 2 MOŽNOSTI SLEDOVÁNÍ ZMĚN VE VODNÍM EKOSYSTÉMU NA ZÁKLADĚ ANALÝZY PŘISEDLÝCH SPOLEČENSTEV ORGANISMŮ

Nedostatek kvantitativních metod pro zjišťování vztahů mezi kvalitou vody a vodní ekologií vyústil v hledání vhodných živých organismů, na kterých by mohly být pozorovány změny způsobené rozdílnými fyzikálními a chemickými parametry vody. Jako vhodné pro bioindikaci změn v chemickém složení vody nebo jako důkaz působení toxických látek se ukázaly být analýzy přisedlých (nárostových) společenstev organismů v toku. Tato společenstva vyskytující se na ponořených površích v toku jsou známa jako „periphyton“, „aufwuchs“ a nebo „biofilm“. Ačkoli pro každý tento název existuje určitá charakteristika, často jsou pojmy mezi sebou zaměňovány, dochází k jejich prolínání, přičemž může dojít k zavádějící interpretaci výsledků. Samotná hranice mezi těmito pojmy bývá často subjektivní, nezřídka má vliv profesní zaměření autora a je ovlivněna preferencí pojmů v aktuálním čase.

Blízká příbuznost pojmů však umožňuje sledovat v rámci provedených studií, výzkumů a získaných zkušeností uváděných v literárních pramenech používání těchto přisedlých společenstev organismů pro sledování nejrůznějších změn ve vodním ekosystému v návaznosti na stav či znečištění samotného ekosystému, pozorovat postupný vývoj zařízení a metod, které se v rámci nejrůznějších výzkumů a sledování používaly a zdokonalovaly a poznávat další parametry, které ovlivňují chování přisedlých společenstev.

### 2.1 Periphyton

Společenstvo periphytonu (společenstvo řas rostoucích přisedle na ponořených substrátech) (Kalf 2002) bylo shledáno vhodným indikátorovým organismem pro sledování znečištění vody. Společenstvo je tvořeno přisedlými druhy, které se nemohou nikterak vyhnout kontaktu s okolním prostředím, a zároveň jsou extrémně citlivé na změny kvality vody (von Tümpling 1969). Od čtyřicátých let 20. století začaly vznikat práce zabývající se sledováním periphytonu ve vztahu k podmínkám okolí. Zpočátku se hodnotila zejména přítomnost jednotlivých druhů řas (např. posun ve složení druhů se ztrátou druhů citlivých na obsahy kovů byl ovlivněn zvýšením obsahu kovů z důlní činnosti - Roch et al. 1985; Austin & Deniseger 1985), jenomže nízký výskyt tolerantních druhů řas nebo absence netolerantních druhů nemohly definovat příčinný vztah mezi periphytonem a odvozeným znečištěním (Patrick 1949). Postupně se jako kritérium znečištění či toxicity začalo používat celé společenstvo periphytonu, u něhož byla posuzována početnost (abundance) a změny ve složení druhů (indexy diverzity). Dominantním organismem pro sledování byly rozsivky (*Bacillariophyceae*). Hlavním cílem se stává sledování odpovědi celého společenstva periphytonu na různé druhy znečištění (Patrick 1973; Rodgers et al. 1979; Weitzel 1979). Naprostá většina prací se odehrává in situ, některé jsou navíc řízenými experimenty, kdy je sledován vliv určité toxické látky na periphyton. Například Dickman (1969) použil dvě sady skleněných destiček pro sledování kvantitativních změn periphytonu vystaveného expozici toxické látky (germanium). První sada destiček byla pokryta vrstvou agaru s germaniem, druhá kontrolní sada sledovanou látku neobsahovala. Koncentrace germania nad 1,5 mg/l potlačuje příjem křemíku rozsivkami (Lewin 1966). Přirozený růst rozsivek v přítomnosti germania byl inhibován a následující změny ve složení druhů se odrazily v indexu diverzity počítaném pro společenstvo. Autor se navíc zmiňuje o jedné z komplikací, která provází hodnocení periphytonu. Buňky akumulované na destičkách se totiž často nemnoží a je tedy nemožné určit, zda je zvýšení početnosti (abundance) jednotlivých druhů výsledkem růstu nebo jednoduché akumulace na podkladu. Další nevýhodou při hodnocení periphytonu je jeho složitost. Hutchinson et al. (1975) uvádí, že pouze rozsivky může být v periphytonu neznečištěných toků a jezer 100-300 druhů. Dickman & Gochnauer (1978) přidali 1000 ppm chloridu sodného (NaCl) do čistého horského potoka, aby mohli sledovat vliv zátěže ze solení silnic na společenstvo narůstající na umělých



podkladech. Kontaminace NaCl měla za následek snížení hustoty řas (vyšší slanost prostředí působí na řasy inhibičně – Batterton & Van Baalen 1971) a zvýšení bakteriální hustoty, po kterém došlo k rychlé redukci bakteriálního společenstva (pravděpodobně to bylo spojeno se zvýšením počtu konzumentů bakterií jako jsou nálevníci, bičíkovci a améby).

Vznikalo množství studií (in situ) zabývajících se hodnocením periphytonu ve vztahu k nejrůznějším látkám a znečištění:

- odpad z domácností (např. Eichenburger 1967; Stevenson & Stoermer 1982);
- odpadní teplo (např. Hickman & Klarer 1975; Wilde & Tilly 1981);
- těžké kovy (např. Besch et al. 1972; Rodgers et al. 1979):
  - Cu, Cr, Hg, Sb, Zn (Friant & Koerner 1981);
  - koncentrace Fe, Pb, Ni, Zn přítomné ve vodním květu řas (Trollope & Evans 1976);
  - Cr, Ni, V (Patrick 1978);
  - Zn (Rose & Cushing 1970; Williams & Mount 1965);
  - příjem Pb a Hg pasivní adsorpcí (Schultz-Baldes & Lewin 1976, Filip & Lynn 1972, Glooschenko 1969);
- odpadní vody z rafinerií (Cooper & Wilhm 1975);
- uhelné výluhy (Gerhart et al. 1977);
- herbicidy (Kosinski 1984);
- pesticidy (Castenholz 1961; Blinn et al. 1980).

Kromě znečištění reaguje společenstvo periphytonu také na změny koncentrace živin v toku (vliv výtoku odpadní vody jako bodového zdroje živin - Waite 1979) a také na fyzikální podmínky prostředí, zejména na vliv proudu (Lamb & Lowe 1981). Rychlost proudu může určovat orientaci kolonizujících buněk, které určují potenciální hustotu buněk na substrátu (McIntire 1966; Blum 1960).

Pro narůstání periphytonu v tocích se využívaly kromě přirozených substrátů (kameny, oblázky, rostliny) také některé umělé substráty:

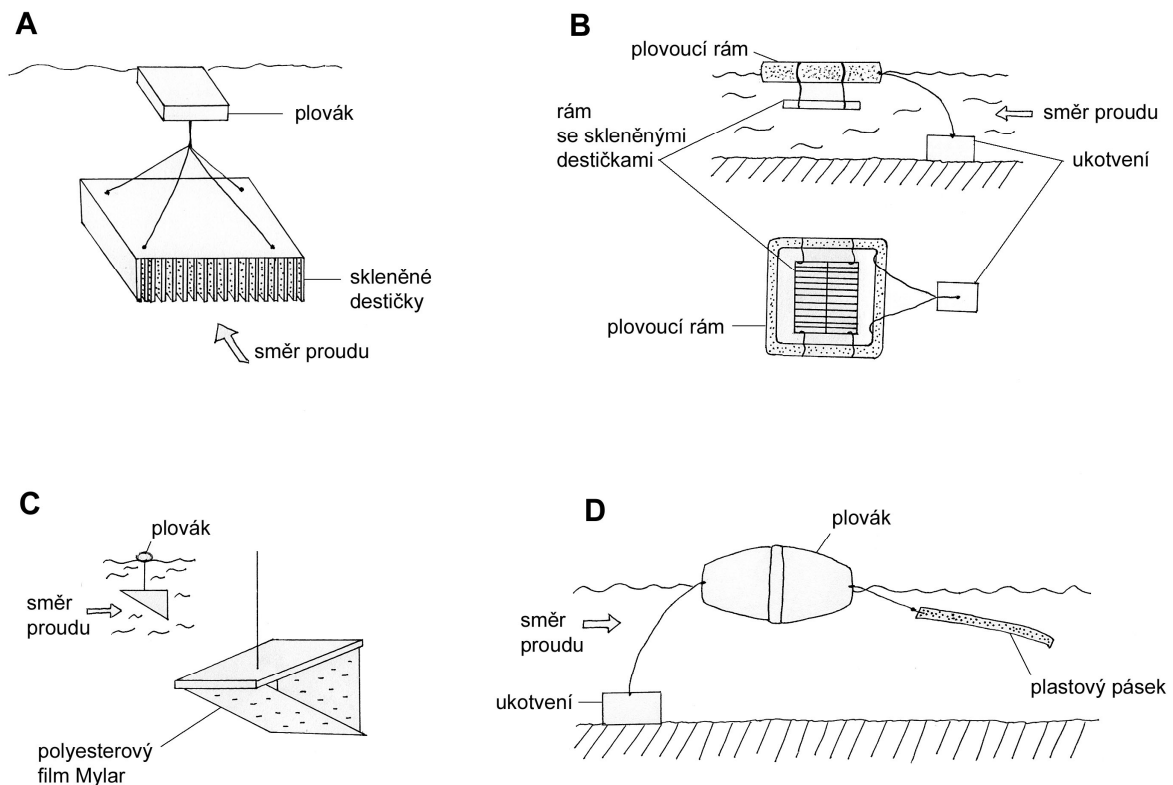
- sklo (Sládečková 1962; Newman et al. 1983; 1985; Lorch & Ottow 1985);
- plasty (Neal et al. 1967);
- plexisklo (Johnson et al. 1978);
- polyesterový film Mylar (Chessman & McCallum 1981; Waite 1979);
- destičky břidlice (Dickman & Gochner 1978);
- neglazovaný porcelán (Gerhart et al. 1977);
- kousky přírodního vápence z toku přilepené na skleněnou destičku (Lamb & Lowe 1981) aj.

Vhodnost umělých substrátů byla hodnocena zejména podle rovnoměrné drsnosti jejich povrchů, které napodobovaly přírodní podklady a umožňovaly rovnoměrné přichycení periphytonu (Waite 1979). Umělé substráty bylo třeba umístit do rámců (Dickman 1969; Newman et al. 1985) či vzorkovacích zařízení. Tato zařízení byla v zásadě dvojího typu: neplovoucí (Butcher 1932; Grzenda & Brehmer 1960; Hellowell 1978; Ayers & Treacy 1978) a plovoucí (Anderson



& Paulson 1972; Stern & Stern 1975; Chessman & McCallum 1981) (Obr. 1), z nichž nejznámějším byl tzv. „Catherwood Diatometer“ (Patrick et al. 1954; Friant & Koerner 1981).

Neplovoucí zařízení byla neúspěšná v tocích s kolísající hladinou, buď zůstala zkroucená nad vodou nebo ponořená v hloubce, kde už je světlo neúčinné pro kolonizaci řas. Naopak se osvědčily různé variace plovoucích zařízení, které se připevnilo in situ a volně se vznášely v toku. Nevýhodnou plovoucích zařízení typu „Catherwood Diatometer“ byly vyšší pořizovací náklady pro měření s velkými počty opakování a nebo v místech, kde byly velké ztráty vlivem vandalismu či přírodních katastrof (Patrick et al. 1954; Friant & Koerner 1981).



**Obr. 1** Různé typy plovoucích odběrových zařízení pro expozici umělých podkladů v toku (A – volně překresleno dle Dickman 1969, B – dle Newman et al. 1985, C – dle Waite 1979, D – dle Chessman & McCallum 1981).

## 2.2 Aufwuchs

Někteří autoři používali pro označení periphytonu a někdy i „něčeho navíc“ termín aufwuchs. Tento název pochází z německého spojení „*rostoucí na*“ a značí společenstvo periphytonu vznikající na ponořeném podkladu společně s přichycenými bakteriemi, houbami, prvky a mnohobuněčnými živočichy. V dnešní době je tento termín málokdy používán a je nahrazen pojmem „biofilm“ (Kalff 2002). Poněkud problematická je nejednost definic termínu aufwuchs:

- Sládečková (1962); Odum (1971) - shluk organismů rostoucích přisedle nebo přiléhajících na volné povrchy jako jsou stonky, kořeny a listy rostoucích rostlin, kameny, dřevo a ostatní organismy.
- Weitzel (1979) – rozlišuje více komplexní pojem „aufwuchs“ – organismy, které jsou pevně připojeny k substrátu, zahrnující volně žijící formy uvnitř podkladu, a více vyhrazený pojem „periphyton“ – všechny vodní organismy (mikroflora) rostoucí na ponořených površích, nicméně oba termíny se v současnosti stávají synonymy.

- Newman et al. (1985) – materiál naakumulovaný na ponořených površích, zahrnuje tychoplankton (planktonní formy běžně se vyskytující ve volné vodě), odumřelé organismy, dříve suspendovaný anorganický a organický materiál a ostatní abiotické materiály odvozené od povrchu.
- Newman & McIntosh (1989) - zhodnotili tyto definice a navrhli rozlišovat dva termíny: „aufwuchs“ (dle Weitzel 1979) a tzv. „procedurally-defined aufwuchs“ (odvozené z Newman et al. 1985) k rozlišení mezi biologickým společenstvem („aufwuchs“) a veškerým materiálem pokrývajícím ponořené povrchy („procedurally-defined aufwuchs“).

Toto společenstvo (ve smyslu „procedurally-defined aufwuchs“) bylo stejně jako samotný periphyton využíváno pro sledování odpovědi na kontaminaci v toku (Sládečková 1962). Kromě toho se vzorky aufwuchs využívaly při monitorování bioakumulace stopových prvků ve vodním prostředí (Newman & McIntosh 1989). Výhodou bylo snadné vzorkování přirozených a umělých substrátů, schopnost řas a ostatních organismů akumulovat stopové prvky (Trollope & Evans 1976; Patrick & Loutit 1977) a začlenění společenstva do trofického řetězce. Kromě známých charakteristik nárostů (ve smyslu „procedurally-defined aufwuchs“), jako byla biomasa (daná sušinou), složení druhů, sukcesní proces a diverzita, mohou být účinnými ukazateli vlivu kontaminantu během terénních průzkumů i další charakteristiky a procesy společenstva, např.:

- rezistence (odolnost) a rezilience (pružnost) vůči stresu (Kaufman 1982);
- čistá produkce (Tilley & Haushild 1975);
- autotrofní a heterotrofní produkce (LeLand & Carter 1985);
- fotosyntéza (Blanck 1985);
- fixace dusíku (LeLand & Carter 1985);
- koloběh živin (Malanchuk & Kollig 1985).

Zde je uvedeno několik konkrétních terénních studií zabývajících se analýzou aufwuchs (opět ve smyslu „procedurally-defined aufwuchs“):

- Hutchinson et al. 1975 – sledování bioakumulace stopových prvků (Cu, Ni, Zn) uvolňovaných při důlní činnosti. Hodnoceny byly výsledky z kořenicích makrofyt, zooplanktonu, ryb, raků, mlžů a aufwuchs. Koncentrace naměřené v aufwuchs patřily k těm nejvyšším (např. nejvyšší koncentrace Ni).
- Johnson et al. 1978 – zjišťovali vhodnost „procedurally-defined aufwuchs“ pro sledování koncentrace stopových prvků z pokovovacích závodů na umělém podkladu (plexisklo). Sledovali pouze biotickou složku, chybělo zhodnocení abiotických faktorů.
- Cushing et al. 1981 – sledování poklesu radionuklidů  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  v různých složkách bioty po ukončení činnosti v plutoniových reaktorech. Nejvyšší změřené aktivity byly zjištěny v aufwuchs. Abiotické faktory nebyly sledovány.

Naproti tomu následující studie se věnovaly abiotickému materiálu a vyzdvihovaly jeho přínos pro akumulaci sledovaných látek:

- Evans & Giesy 1978 – při sledování bioakumulace vybraných prvků (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) v aufwuchs zjistili, že většina kovů byla spíše ve spojení s abiotickými částicemi než v samotné živé hmotě nárostu.
- Friant & Koerner 1981; Ramelow et al. 1987 – biologické mechanismy dominovaly při akumulaci stopových prvků v aufwuchs na skleněných destičkách, částečně přispění abiotického materiálu.

Podrobněji se problému abiotického materiálu, který může vést k chybnému výkladu výsledků z analýzy nárostových společenstev (aufwuchs) věnovali Newman et al. (1983). Při sledování obsahu olova v aufwuchs (hmotě seškrabané ze exponovaných skleněných sklíček) v toku zjistili až 100 000krát větší koncentraci, než byla změřena ve vodním sloupci. Další analýzy odhalily, že abiotický materiál (zejména oxidy železa a manganu) obklopující živé organismy obsahoval více olova na jednotku plochy než kterákoliv jiná složka bioty. Regresní analýza odhalila, že změny v koncentraci olova z tohoto materiálu byly silně korelovány s koncentrací železa a manganu. Tato korelace může být výsledkem vázání olova na oxidy železa a manganu (předchozí práce takovou vazbu popisují buď jako přímou, např. Jenne 1977, nebo v kombinaci s organickými ligandami, např. Davis & Leckie 1978). O dva roky později byla autory publikována navazující studie týkající se silné pozitivní korelace mezi vybranými kovy (As, Cd, Cr, Cu, Zn) a koncentracemi přidruženého železa a manganu. Oxidy železa a manganu vyskytující se v aufwuchs mohou být hlavními faktory kontrolujícími akumulaci stopových prvků v nárostu (Newman et al. 1985). Z literatury je známo, že vodné oxidy železa a manganu hrají dominantní roli při inkorporaci stopových prvků do pevných fází uvnitř vodních systémů, např. do suspendovaných pevných látek (Crecelius 1975) a sedimentů (Jenne 1968).

Nicméně fakt, že řasy mohou akumulovat vysoké obsahy těžkých kovů (Trollope & Ewans 1976), vedl k otázkám, zda existuje možnost bioakumulace primárními konzumenty, kteří využívají řasy jako zdroj potravy (Gale et al. 1973). Tato domněnka byla potvrzena pracemi Dennyho & Welshe (1979) (akumulace Pb v zooplanktonu přes fytoplankton bohatý na Pb) a Milneho & Dickmana (1977), kteří navíc zjistili vazbu mezi zooplanktonem a sedimentem přes epipelické řasy.

## 2.3 Biofilm

### 2.3.1 Co si představit pod pojmem biofilm?

Baktérie v přírodních populacích mají tendenci přisedat k nejrůznějším povrchům. Poté, co mikroorganismy přilnou k povrchu, začnou žít přisedlým způsobem života a začnou tvořit mikrokolonie, dochází ke vzniku mikrobiálního biofilmu (Flemming 1993). Costerton et al. (1987) uvádějí, že více než 99 % mikroorganismů žijících na Zemi se vyskytuje v podobě biofilmů. Na světě není téměř žádný povrch, který by nebyl kolonizován bakteriemi (Characklis 1990).

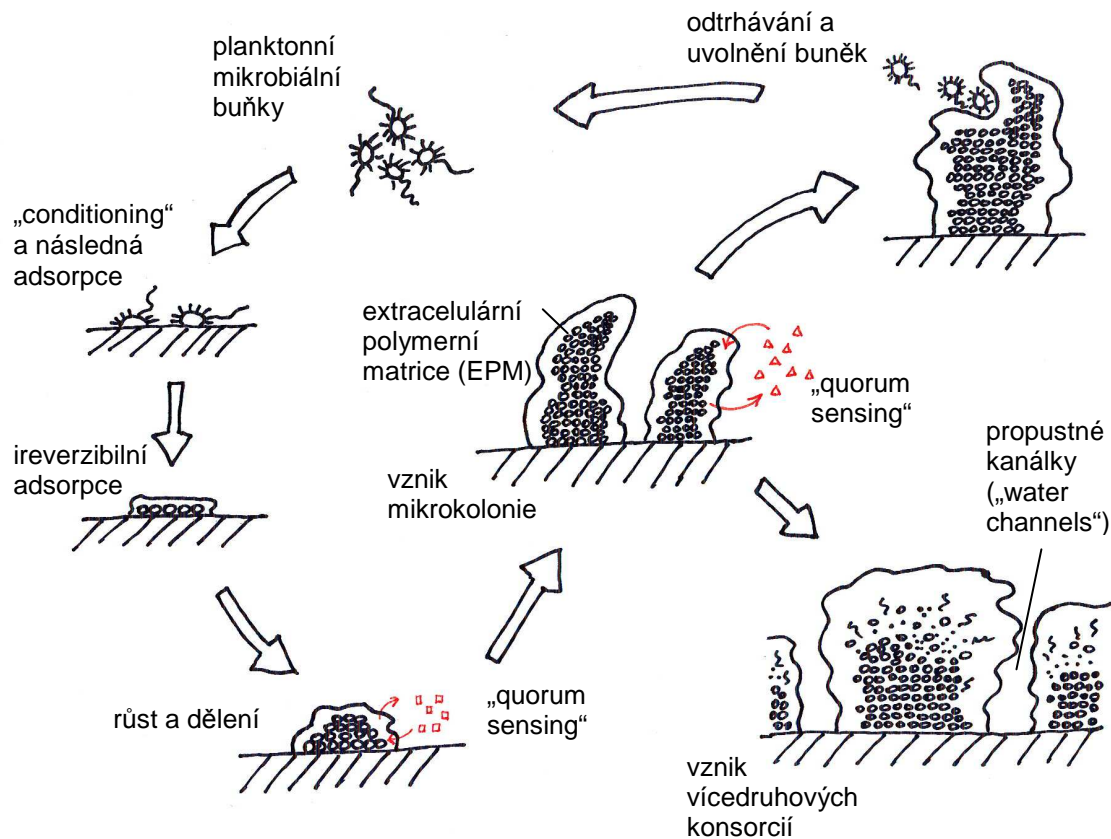
Biofilmy představují složité, heterogenní systémy, které se skládají z mikroorganismů, zejména bakterií, řas, hub, prvoků a dále také z mnohobuněčných živočichů. Organismy jsou obklopeny extracelulární polymerní maticí (dále jen „EPM“), kterou jsou přichyceny na nejrůznější ponořené povrchy (Characklis & Marshall 1990; Donlan 2002). Organismy představují pouze minoritní podíl na tvorbě biofilmu, ačkoliv produkují extracelulární polymerní produkty a kontrolují fyzikální a chemické vlastnosti biofilmu prostřednictvím svého druhového složení, které se odráží v odlišných vlastnostech EPM a fyzikálních vlastnostech celého biofilmu (Christensen & Characklis 1990). Největší podíl biofilmu představuje EPM, ta je vysoce hydratovanou strukturou, čímž způsobí, že 79-95 % biofilmu je tvořeno vodou (Flemming 1993). Tento fakt lze pozorovat pouhým okem, kdy ponořené povrchy v toku jsou pokryty gelovou strukturou biofilmů, která může mít nejrůznější podoby (vláknité, chomáčkovité, hladké a celistvé atd.) a také různou barevnost. Povrch biofilmu bývá charakterizován jako hydrofilní, drsný, měkký a lepkavý (Flemming 1993). V EPM jsou zachyceny další „nebuněčné“ součásti biofilmu, což mohou být krystaly minerálů, částice koroze, částice jílu, bahna a kalu, plaveniny, záleží na prostředí, kde se biofilm vytváří (Donlan 2002).

Biofilmy se na Zemi vyskytovaly již před 3,5 miliardami let, důkazem jsou prekambriické stromalotity vzniklé ze zkamenělých biofilmů (biofilm byl tvořen koloniemi vláknitých řas, které připomínají recentní sinice) (Schopf et al. 1983). Biofilmy se také podílely na největší zkáze životního prostředí tehdejší Země, kdy mikroorganismy žijící v mikrobiální síti biofilmů objevily

fotosyntézu, začaly produkovat kyslík a emitovat ho do okolní anoxické atmosféry. V tehdejší populaci mikroorganismů dominovaly anaerobní druhy, pro něž byl nově vznikající kyslík toxický (Flemming 1993). Biofilmy jsou také spjaty s počátky mikroskopie, Antony van Leeuwenhoek na svém prvotním mikroskopu pozoroval mikroorganismy z povrchu zubů, což může být vzhledem k biofilmovému povlaku na zubech, který tvoří zubní plak, označeno jako první pozorování biofilmů (Donlan 2002). Heukelekian & Heller (1940) popsali tzv. „bottle effect“ v souvislosti s pozorováním mořských mikroorganismů, kdy růst bakterií a jejich aktivita byly podstatně zvýšeny, pokud narůstaly na stěně ponořené láhve. Také Zobell (1943) pozoroval, že počty bakterií, které rostou na nějakém povrchu jsou výrazně vyšší než počty v okolním prostředí, kterým byla mořská voda. Vývoj pozorování biofilmů poté postupoval zejména v souvislosti s technologickými objevy v mikroskopii. Jones et al. (1969) používali transmisní elektronový mikroskop pro pozorování biofilmů na skráceném biologickém filtru v čistírně odpadních vod. Pomocí rutheniové červeně a tetroxidu osmia dokázali, že matrice obklopující buňky v biofilmu byla složena z polysacharidů. Characklis (1973) studoval mikrobiální nárosty v průmyslové odpadní vodě a popsal, že nárosty nejsou pouze velmi houževnaté a tuhé, ale jsou také vysoce odolné vůči dezinfekčním prostředkům, jako je např. chlor. V posledních dvou desetiletích je výzkum biofilmů spjat se rastrovací elektronovou mikroskopií (SEM) nebo standardními mikrobiologickými kulturačními technikami. V posledním desetiletí se pozornost věnuje zejména dvěma hlavními směry: (I) používání konfokálního laserového skenovacího mikroskopu (CLSM) pro sledování biofilmové ultrastruktury a (II) výzkumu genů zodpovědných za přilnutí buněk na povrch a vytváření biofilmu (Donlan 2002).

### 2.3.2 Vznik biofilmu

Rozhraní mezi pevným povrchem a okolním prostředím protékající vody je ideálním místem pro vznik biofilmu (Obr. 2). Nejprve dojde k adsorpci organických molekul substrátu na ponořeném povrchu (v literatuře označeno jako „conditioning“), dále dojde k zachycení planktonních mikrobiálních buněk na povrchu, přičemž dochází k ireverzibilní adsorpci. Tyto buňky se začnou množit, narůstat, začnou produkovat extracelulární polymerní matrici (dále jen „EPM“) a další metabolity, až postupně dochází ke vzniku mikrokolonie a tedy celého biofilmu na ponořeném povrchu (Costerton et al. 1987). EPM může mít různé fyzikální a chemické vlastnosti, ale primárně je tvořena polysacharidy (Sutherland 2001; Costerton et al. 1994). Extracelulární polymerní matrice obklopuje buňky, vyplňuje prostor mezi nimi, čímž poskytuje optimální prostředí pro výměnu genetické informace mezi buňkami (tzv. „quorum sensing“) a utváří vnější podobu biofilmu (Donlan 2002). Částice biofilmu mohou být v rámci životního cyklu biofilmu odtrhávány a mohou se dostávat zpět do původního planktonního způsobu života. Preference buněk pro soužití v biofilmu je dána vyšší odolností buněk vůči toxickým látkám, UV záření, mechanickému poškození, bakteriofágům či predátorům (Donlan 2002).



**Obr. 2** Životní cyklus biofilmu (volně překresleno dle zdroje: Internet 01)

### 2.3.3 Charakteristiky biofilmu pro použití při sledování kontaminace ekosystému

Biofilmy se vytvářejí na všech pevných površích v toku a jsou v neustálém kontaktu s proudící vodou (Flemming 1993). Díky jejich umístění na rozhraní vodní fáze a pevného povrchu, složení z živých organismů a abiotických částí a jejich pozici v potravním řetězci hrají biofilmy významnou roli v geochemických cyklech a dynamice vodních ekosystémů (Amblard et al. 1990; Schorer & Eisele 1997). Biofilmy můžeme zařadit mezi pasivní vzorkovače (ty jsou založeny na volném pohybu molekul na základě rozdílných potenciálů z jednoho analyzovaného média do druhého) (Górecki & Namiešnik 2002). Splňují požadavky kladené na vhodné bioindikční a biomonitorovací organismy (McCormick & Cairns 1994; Fuchs et al. 1996):

- jsou téměř všudypřítomné na ponořených površích v toku;
- jsou přisedlé, odrážejí tedy reálné podmínky habitatu;
- mají krátký životní cyklus, což umožňuje jejich rychlejší reakci na změny v prostředí ve srovnání s vyššími organismy;
- společenstva jsou druhově bohatá, každý druh se vyznačuje různou úrovní tolerance vůči změnám v prostředí;
- odběr vzorků biofilmu je relativně snadný.

Analýzou biofilmů můžeme získat informaci o kvalitě vodního prostředí, změnách a množství znečišťujících látek (Vis et al. 1998; Gold et al. 2002; Mages et al. 2004). Složení biofilmu se s časem mění a reaguje na podmínky prostředí (Characklis 1990). Lze rozlišit tři hlavní přístupy, které se používají pro in situ biomonitoring (Calow 1993):



- 1) sledování vlivu znečištění na společenstvo (např. hodnocení biomasy, diverzity, přítomnosti nebo absence určitých druhů);
- 2) sledování vlivu znečištění na biochemické nebo fyziologické procesy v organismech (např. fotosyntetická asimilace, dýchání);
- 3) měření koncentrace znečišťujících látek v indikátorových organismech nebo v celých společenstvech.

### 2.3.4 Výměna látek mezi biofilmem a prostředím

Mezi biofilmem a okolním prostředím dochází neustále k výměně látek nejrůznějšími procesy: adsorpce a desorpce rozpuštěných látek a koloidů, vychytávání iontů, adheze, koheze, mechanické zachycování a výměna partikulovaných částic (plavenin) (Schorer & Eisele 1997; Costerton et al. 1994; Neu & Marshall 1990). Mikrokolonie biofilmu jsou protkány propustnými kanálky, kterými se transportuje kyslík a živiny do dalších vrstev biofilmu konvekčním prouděním a difúzí (tzv. intersticiální dutinky, „water channels“). Těmito kanálky se odvádějí ven z biofilmu produkty metabolismu (Costerton et al. 1994).

Biofilmy mohou akumulovat nejrůznější látky z okolního prostředí (anorganické a organické roztoky či částice) prostřednictvím sorpce, adheze, koheze, příjmu iontů a mechanickým zachycením partikulovaných částic (Schorer & Eisele 1997; Costerton et al. 1994; Neu & Marshall 1990). Sorpce může probíhat v extracelulární polymerní matici, stěně, membráně a cytoplazmě buněk, každá z těchto částí disponuje odlišnými sorpčními vlastnostmi a kapacitou (Flemming 1995). Mechanismus adsorpce a desorpce hraje rozhodující roli při přenosu hydrofobních látek v toku (Steen & Karickhoff 1981; Means et al. 1980). K adsorpci látek může docházet na povrchu buněk (Fujita a Hashizuma 1975), ale také na částicích abiotického charakteru jako jsou jílové částice (Sakata 1987), oxidy manganu a železa (Kinniburgh & Jackson 1981; Sakata 1987; Newman et al. 1983; Newman et al. 1985; Dong et al. 2002; Li et al. 2006), uhličitany (Jenne 1968) aj. Další vazebná místa poskytuje extracelulární polymerní matrice, buněčné stěny a cytoplazma buněk. Extracelulární polymerní matrice obklopující mikrokolonie v biofilmu má sorpční vlastnosti (Flemming 1993). Kromě toho, že udržuje jednotnou strukturu biofilmu, umožňuje adhezi a kohezi látek (Neu & Marshall 1990), které jsou udržovány slabými fyzikálně-chemickými interakcemi (elektrostatické interakce, vodíková vazba a disperzní síly - Mayer et al. 1999; Flemming et al. 2000). Některé sacharidové složky obsahují záporně nabitě skupiny (např. karboxyly, hydroxyly), které se účastní iontové výměny (Sutherland 1984; Ferris & Beveridge 1984). Tento proces se podílí na akumulaci těžkých kovů v biofilmu a využívá se při jejich odstranění z vodní fáze (Geesey 1982). Anionty se mohou sorbovat na kladně nabitých proteinech a cukrech (Flemming 1995). Wolfaardt et al. (1994) označili extracelulární matrix jako potenciální sorbent nepolárních a hydrofobních molekul (poprvé popsali akumulaci herbicidů). Velké molekuly jsou v extracelulární matici vázány slabými fyzikálně-chemickými silami, což umožňuje exoenzymům rozložit polymery na oligomery nebo monomery a stát se dostupnými pro metabolismus buněk (Flemming 1995). Kovy mohou být vázány na stěny buněk. Brierley et al. (1985) uvádějí různé typy mechanismů: (I) reakci iontové výměny, (II) srážení a tvorbu komplexů. K akumulaci lipofilních substancí může docházet na lipidových membránách. Tunlid & White (1990) popsali rapidní uvolnění organických polutantů po smrti buněk, z čehož usoudili na to, že fosfolipidy patří k prvním buněčným strukturám, které degradují po smrti buněk. Významná je také akumulace látek v cytoplazmě buněk. Byly publikovány práce týkající se vnitrobuněčné akumulace kovů bakteriemi (Charley & Bull 1979; Cd – Ford & Mitchell 1993; U, Ra, Cs - Strandberg et al. 1981). Uvažuje se o intracelulární akumulaci nepolárních organických polutantů jako je PCB a DDT (Flemming 1995). Newman & McIntosh (1989) shrnuli procesy získávání a ztráty látek do tří skupin – Tabulka 1).

**Tabulka 1** Procesy získávání a ztráty látek (dle Newman & McIntosh 1989)

	ZISK	ZTRÁTA
(A) BIOLOGICKÉ	příjem a inkorporace	ředění ve spojitosti s růstem (Rose & Cushing 1970; Fujita & Hashizume 1975)
		uvolnění po smrti buňky
		„grazing“ – požívání jinými organismy
(B) FYZIKÁLNÍ	dopad a zachycování částic (Evans & Giesy 1978)	odlupování, odpadání, odírání biofilmu (Cerling & Turner 1982)
	adsorpce	desorpce
(C) CHEMICKÉ	srážení (např. stopových prvků s vodnými oxidy - Kinniburgh & Jackson 1981)	rozpouštění
	adsorpce	desorpce

Biofilmy nejsou chemicky inertními strukturami. Reprezentují dynamický systém, kde je množství látek syntetizováno, přeměněno či rozloženo. Hmota biofilmu představuje difúzní bariéru pro kyslík, což způsobuje, že spodní vrstvy biofilmu (hloubka okolo 50-150  $\mu\text{m}$  - Hamilton 1987) se stávají habitaty pro anaerobní organismy (i když okolní prostředí je zcela aerobní) (Hamilton & Characklis 1989). Tím mohou biofilmy přispívat k rozkladu obtížně rozložitelných látek jako je celulóza a chitin (Costerton et al. 1987). Biofilmy v tocích s kamenitým dnem se považují za významnou složku transformačních procesů (Gantzer et al. 1988). Mohou přispívat k remobilizaci sorbovaných látek do prostředí a stát se sekundárním zdrojem znečištění v toku (při odlupování kousků biofilmu, rozbití vazebných sil v matici, při odumření biomasy, atd.; Flemming (1995)).

Faktory prostředí, jako je světlo, teplota, přísun živin a jejich sezónní změny, ovlivňují růst bakterií a řas, čímž zvyšují růstovou rychlost celého biofilmu (Lyautey et al. 2005). Klíčovým faktorem pro růst autotrofních společenstev řas je světlo. Jarvie et al. (2002) tento faktor upřednostňují před dostatečným přísunem fosforu. Nárůst biofilmu může mít následně vliv na koncentrace akumulovaných látek, protože dochází k ředění jejich koncentrace (a naopak při snížení růstové rychlosti, např. vlivem zastínění, se koncentrace látek zvyšují) (Hill & Larsen 2005). Přítok odpadní vody do toku představuje zvýšený přísun živin (zejména u splaškových vod), který vyvolá odezvu heterotrofní složky biofilmu a dojde k růstu biomasy (Teissier et al. 2002). Některé odpadní vody (např. z celulózek) přinášejí do toku velké koncentrace těžko rozložitelných látek. Biofilm se účastní rozkladu těchto látek při dostatku živin (zejména fosforu) v prostředí (Mohamed et al. 1998). Přirůstání biomasy je ovlivněno i hydrodynamickými podmínkami v toku. Při vyšší průtokové rychlosti dochází k odtrhávání částí biofilmu vlivem střížných sil. Naopak při nízké průtokové rychlosti se vytvářejí na povrchu biofilmu výstupky, které jsou náchylnější k odtržení (van Loosdrecht et al. 1995).

### 2.3.5 Využití biofilmů jako bioindikátorů kvality vodního prostředí

Biofilmy reagují na změny podmínek nejrůznějšími způsoby. Jedním z nich je změna v nárůstu biomasy a taxonomickém složení autotrofního společenstva rozsivek, které je uváděno jako vhodný indikátor pro sledování působení kovů na biofilmy (Rushforth et al. 1981; Deniseger et al. 1986; Ivorra et al. 1999; Genter & Lehman 2000; Gold et al. 2003a). Vlivem expozice těchto polutantů může u rozsivek docházet nejenom k výše popsaným jevům, ale také například ke vzniku abnormálních buněk (Gold et al. 2003b). Tyto závěry však nejsou univerzální. Bylo

publikováno množství studií popisujících odlišné chování bakterií a řas v biofilmu při působení polutantů. Například Gold et al. (2003a) nepozorovali očekávané změny v druhovém složení rozsvitek vyskytujících se v různě zatížených (Cd) částech umělého toku, což mohlo být způsobeno nadměrnou produkcí extracelulární polysacharidové matrice v biofilmu. Tato hmota může společenstvo chránit před působením polutantů, zejména kovů, poskytnutím volných vazebných míst (Ivorra et al. 2000). Vliv znečišťujících látek se může projevovat ve struktuře biofilmu, jeho tloušťce a uspořádání buněk (Barranguet et al. 2000; Gold et al. 2003a). Působení polutantů může vyvolat zvýšení tolerance bakteriální složky vůči sledované látce (např. Cu) (Vymazal 1984; Massieux et al. 2004; Boivin et al. 2006). Podobná tolerance byla popsána nejenom u bakterií, ale i u řas, přičemž toxické vlivy kovů (Cd, Zn) byly zmírněny srážením komplexů v biofilmu (Lehmann et al. 1999). V zatížených vodách tedy může docházet ke zkreslení výsledků sledování vlivem vyšší rezistence biofilmů (Admiraal et al. 1999). Navíc může dojít ke spoluvytvoření rezistence na nějakou další látku (tolerance kovů a antibiotik v toku zatíženém kovy) (Wright et al. 2006).

Obecně jsou biofilmy v raných fázích svého vývoje („mladší biofilmy“) daleko náchylnější k působení polutantů než „zralé“ biofilmy (Ivorra et al. 2000; Gold et al. 2003a) a také obsahují mnohem menší množství polutantů, protože ještě neměly dostatek času pro akumulaci.

### 2.3.6 Akumulace látek v biofilmu

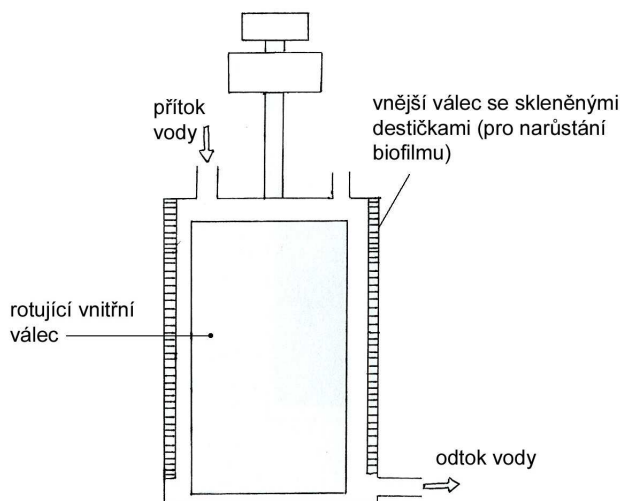
Recentní studie se zabývají akumulací polutantů, zejména těžkých kovů a specifických organických polutantů v biofilmu a využívají k tomu moderní analýzy používané při měření akumulace v sedimentech. Stanovení obsahu těžkých kovů se provádí metodou optické emisní spektrometrie v indukativně vázaném plazmatu (ICP-OES) nebo metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) (Schorer & Eisele 1997; Ramelov et al. 1987, Fuchs et al. 1996). Pro analýzu malého množství vzorku je vhodné použít metodu rentgenové fluorescenční spektrometrie (TXRF) (Mages et al. 2004; Friese et al. 1997; Kröpfel et al. 2006). Příprava vzorků k analýze nejčastěji zahrnuje homogenizaci, lyofilizaci (mrazovou sublimaci) a rozklad v lučavce královské. Obsah specifických organických polutantů je stanoven pomocí plynové chromatografie (GC) (Hill & Napolitano 1997), případně ve spojení s hmotnostní spektrometrií (GC/MS), což se používá pro zjištění stopových množství organických sloučenin (Palmer 2001), nebo pomocí vysoce účinné kapalinové chromatografie (HPLC).

Tyto akumulační studie poskytují údaje o biologické dostupnosti polutantů ve vodních ekosystémech, kde biofilmy často představují primární články potravních řetězců. Polutanty akumulované v jejich biomase se touto cestou šíří do vyšších článků potravního řetězce. Biofilmy jsou důležitým zdrojem potravy pro množství bezobratlých živočichů v toku (Frost & Elser 2002) a také pro druhy pelagického zooplanktonu, které se živí bakteriemi (např. nálevníci (*Ciliata*)) (Jeppesen et al. 2002). Hmotou biofilmů se živí větší bentické organismy specializující se na seškrabávání povrchů (tzv. škrabači, *scrapers*) nebo na sběr partikulované organické hmoty (tzv. sběrači, *collectors*) (Pusch et al. 1998). Někteří konzumenti biofilmů jsou neselektivní (např. jepice (*Ephemeroptera*)), jiní si potravu vybírají (např. plži (*Gastropoda*), lasturnatky (*Ostracoda*) – požívají polymerní matrici a řasy, ne však bakterie) (Lawrence et al. 2002). Selektivní konzumace biofilmu může ovlivnit taxonomické složení biofilmu, zatímco zvýšený přísun živin ovlivňuje nárůst biomasy všech složek biofilmu (Hillebrand & Kahlert 2001). Také u obratlovců, konkrétně u ryb může docházet k akumulaci polutantů, které se do těla dostaly s potravou obsahující biofilm (Durrieu et al. 2005). Hill & Napolitano (1997) popsali vzestup akumulace PCB odpovídající trofické hierarchii organismů: periphyton (oškrabané kameny) < herbivorní ryba < omnivorní ryba.

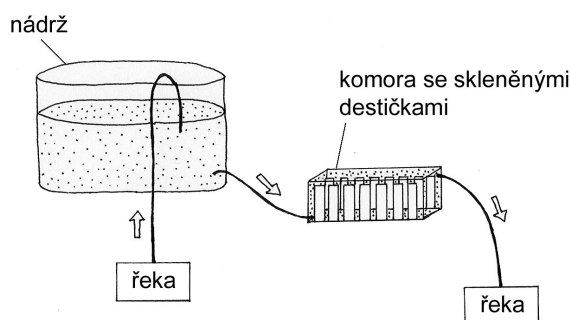


### 2.3.7 Sledování biofilmů v praxi

Monitorovací studie se provádějí in situ na přirozených (Holding et al. 2001) i umělých podkladech (Fuchs et al. 1996; Friese et al. 1997; Kröpfel et al. 2006) či in vitro za pomoci reaktorů, kterými je proháněna přírodní voda – např. „semi-batch-biofilm-reactor“ (Mages et al. 2004) (Obr. 3). Při potřebě detailního sledování vlivu působení konkrétní látky na biofilm je výhodnější umístit experiment do umělého toku s laboratorními podmínkami, protože přírodní prostředí je zatíženo množstvím vedlejších vlivů (Obr. 4).



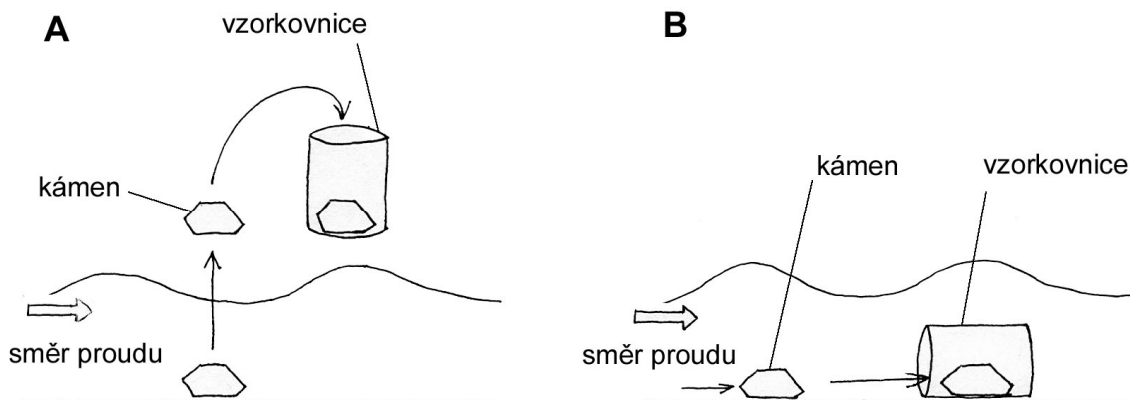
**Obr. 3** Biofilmový reaktor (tzv. „semi-batch-biofilm-reactor“) (volně překresleno dle Mages et al. 2004)



**Obr. 4** Schéma umělého toku – čerpaná voda z přírodního toku je proháněna nádrží (zde se upravují jednotlivé vlastnosti vody) a poté komorou se skleněnými destičkami, na kterých dochází k narůstání biofilmu (volně překresleno dle Gold et al. 2003b)

Přirozenými podklady v toku jsou nejrůznější kameny, valouny a oblázky. Nakolik mohou být porostlé biofilmem je určováno nejen podmínkami prostředí (proudění, přísun substrátu, atd.), ale také samotnými vlastnostmi kamene, které určují jeho náchylnost ke kolonizaci živými organismy (Guillite 1995). I když se přirozené podklady využívají při studiích méně často, jsou publikovány práce týkající se výhod (přirodní podklad vykazoval větší druhovou bohatost oproti umělému podkladu - Barbiero 2000) a určitých zlepšení této metodiky. Fukuda et al. (2004) popisují

vylepšenou (tzv. ponořenou) metodu pro odběr kamenů z toku, která minimalizuje ztráty organismů při vyzvedávání kamenů z vody do odběrné nádoby. Metoda spočívá v ponoření vzorkovnice do vody, kde se těsně nade dnem do ní přesune vybraný kámen s biofilmem (Obr. 5).



**Obr. 5** Rozdíl mezi běžně používanou (A) a vylepšenou (tzv. ponořenou) metodou (B) pro odběr kamenů z toku (volně překresleno dle Fukuda et al. 2004)

Častěji jsou používány umělé podklady, které jsou umístěny do plovoucích odběrových zařízení. Tyto umělé podklady umožňují zpřesnění podmínek expozice v toku. Názory na výběr nejvhodnějšího podkladu se různí, některé práce doporučují sklo, zejména pro růst řas (Danilov & Ekelund 2001), jiné doporučují plastové podklady pro růst biofilmu (Cattaneo & Amireault 1992; Pringle & Fletcher 1983 - určité sladkovodní bakterie preferují přichycení na hydrofobní povrch jako je teflon nebo PVC). Kröpfl et al. (2006) publikovali nejnovější studii týkající se výběru vhodného podkladu. Posuzovali následující podklady: leštěnou žulu, žulu, andesit, plexisklo a polykarbonát. Zatímco bakteriální aktivita nevykazovala rozdíly mezi jednotlivými typy podkladu, početnost řas a produkce biofilmu byly těmito parametry ovlivněny. Koncentrace těžkých kovů (Zn, Ni, Pb, Cu) byly sice nejvyšší v biofilmu získaném ze žulového podkladu (leštěného i obyčejného), nicméně rozdíly mezi všemi podklady byly pouze minimální. Jako nejvhodnější podklad pro růst biofilmů v toku bylo na základě výsledků sledování a dostupných dat z literatury doporučeno plexisklo.

### 2.3.8 Používání biofilmů v ČR – současnost

V současnosti se tekoucí vody nehodnotí pouze z hlediska jakosti povrchové vody, ale také z pohledu zátěže celého ekosystému, kde se všechny jeho složky navzájem ovlivňují. Tento ekosystémový přístup je podporován Směrnicí Evropského parlamentu a Rady ustavující rámec činností Společenství v oblasti vodní politiky (směrnice 2000/60/ES; dále jen „Rámcová směrnice“). Směrnice klade prvotní důraz na ochranu vodních ekosystémů a na nich závislých suchozemských ekosystémů a mokřadů. Ochrana jakosti vody z hlediska „pouhého“ užívání je až druhořadá. Stav povrchových vod je hodnocen na základě jejich chemického a ekologického stavu. Chemický stav vypovídá o zátěži ekosystému polutanty. Jejich koncentrace se sledují nejenom ve vodě, ale také v sedimentech a biomase organismů. Do této kategorie patří analýzy biofilmů zaměřené na akumulaci látek. Sledování charakteristik tzv. biologických složek kvality přispívá k hodnocení ekologického stavu. Jednou z těchto složek je fyto-bentos – nárostové společenstvo (soubor fototrofních mikrofyt osídlujících dno), které se odebírá z povrchu kamenů (epilithon), bahna (epipelon), písku (epipsamon) a makrofyty (epifyton), a hodnotí se taxonomické složení a abundance druhů.

Od roku 1999 probíhá na 19 závěrných profilech hlavních řek v České republice akumulční biomonitoring, který je zaměřen na sledování obsahu polutantů ve vodě a v pevných matricích, plaveninách, sedimentech, biofilmech, dále bentických organismech, mlžích (*Dreissena polymorpha*) a rybách. V rámci tohoto monitoringu se sleduje akumulace těžkých kovů (As, Cd, Hg, Pb) a specifických organických látek, kterými jsou chlorované pesticidy ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH, HCB, p,p' a o,p' izomery DDT) a polychlorované bifenyly (PCB-kongenery 28, 52, 101, 138, 153, 180) (Leontovyčová 2003; Liška 2005). Sledování biofilmů je zahrnuto i do pravidelného (tříletého) biomonitoringu vybraných složek ekosystému Labe v rámci Projektu Labe (Fuksa et al. 2004). Vzorky biofilmů jsou získávány expozicí umělých podkladů v toku. Umělými podklady jsou azbestocementové desky (eternit) o rozměru 40 x 20 cm, zavěšené svisle na plovácích, které jsou umístěny v proudnici přímo v měrných profilech (Obr. 6). Desky jsou zavěšeny podélně s proudem v hloubce cca 25 cm (horní hrana). Desky se nechávají exponovat dvakrát po sobě po dobu 28 dní, aby bylo zaručeno, že se vytvoří stabilní biofilm, jehož hmotnost (sušina/m<sup>2</sup>) se při víceméně stálých podmínkách v toku již nemění. Po expozici je biomasa biofilmu z desek seškrabána a vzorky jsou odvezeny do laboratoře k analytickému zpracování. Výsledky jsou uváděny na jednotku sušiny, nikoliv na jednotku plochy desek. Tímto přepočtem se docílí toho, že výsledky akumulace nejsou závislé na intenzitě tvorby biofilmu, která se v různých místech toku vlivem působení mnoha faktorů liší (Fuksa 2002). Pro sledování biofilmů je samozřejmě možné použít i přirozené podklady v toku. Dříve byly výsledky vztahovány na povrch kamenů, který byl zjišťován obalením kamene do hliníkové folie (alobal) a následným výpočtem (Punčochář et al. 1984). Nyní se používá přepočet na jednotku sušiny.



**Obr. 6** Plovoucí odběrové zařízení s azbestocementovými deskami (foto: autorka)

Zatímco ve vodě se v současnosti nacházejí velmi nízké koncentrace sledovaných látek, které jsou často pod mezí stanovitelnosti běžně používaných analytických metod, koncentrace v pevných matricích jsou daleko výraznější. Obecně se dá říci, že neorganické matrice vykazují vyšší koncentrace kovů a v indikátorových organismech se více projevuje akumulace specifických organických polutantů. Biofilm je velmi dobrým indikátorem, který se díky svému unikátnímu složení pohybuje „někde mezi“ (organismy X zachycené plaveniny). Nejlepší schopnost akumulace vykazoval během akumulčního monitoringu pro HCB, Cd a Pb, dále pro p,p' DDT a Hg (Leontovyčová 2003).

Analýzou biofilmů lze získat informace o kontaminaci toků za delší časové období, nikoliv pouze v okamžiku odběru jako je to u bodových vzorků povrchové vody, u nichž se ukazuje, že často nevypovídají o skutečném stavu znečištění toku (zejména u kovů a specifických organických

polutantů). Delší časový horizont umožňuje, aby byl biofilm stabilním faktorem, na který nemají vliv krátkodobé výkyvy v toku. Neocenitelnou výhodou je výskyt biofilmů na všech površích v toku, jejich snadné vzorkování a většinou dostatek materiálu k analýzám.

### 2.3.9 Podobnost biofilmů a sedimentů v návaznosti na možnost sledování kontaminace říčního ekosystému

Říční sedimenty mají podobné vlastnosti jako biofilmy ve vztahu ke koloběhu polutantů ve vodním ekosystému. Mají schopnost vázat nejrůznější látky, jsou významné pro akumulaci škodlivin v dalších článcích potravního řetězce (makrozoobentos, ryby), fungují jako sekundární zdroj znečištění a to jak během povodní, tak i během období, kdy je nízká hladina vody, a také jsou více či méně dočasným „úložištěm“ (v literatuře uváděno jako „sink and source“) polutantů (např. Baudo et al. 1990; Lotufo 1998; Gewurtz et al. 2000; Baborowski et al. 2004; Stachel et al. 2004; Umlauf et al. 2005). Analýzou tzv. aktivních sedimentů (bahna) řek lze získat informace o dlouhodobém (obvykle několikaměsíční) zprostředkovaném záznamu o znečištění řeky a to jak bodovými zdroji, tak i difúzními zdroji (Veselý 1994). Polutanty akumulované v biofilmu či v sedimentu lze považovat za biodostupné (*bioavailable*) (e.g. Landrum and Robbins 1990; Farag et al. 2007).



### 3 TOK BÍLINY

#### 3.1 Hydromorfologická charakteristika

Povodí Bíliny odvodňuje severozápadní část České republiky (plocha povodí: 1 070,9 km<sup>2</sup>, hydrologické povodí: 1-14-01-001 až 1-14-01-108). Bílina pramení v Krušných horách (Obr. 7) na jihovýchodních svazích Kamenné hůrky ve výšce 785 m n. m. (Vlček 1984) a postupně protéká úpatím Krušných hor, přes Mosteckou pánev, Českým středohořím až do Ústí nad Labem, kde se zleva vlévá do Labe (na jeho 71. říčním km). Většina povodí je situována do oblasti severočeských hnědouhelných pánví, kde dochází k aktivní povrchové těžební činnosti, je zde soustředěno množství průmyslových podniků a současně je oblast hustě osídlena, s čímž souvisí vysoká koncentrace infrastruktury. Tok Bíliny (starší mapy zmiňují německé názvy Biela (Biela Fluss, Biela Bach), při přepisu do češtiny se tak objevují názvy Bělá či Běla) je dlouhý 84,2 km, ale pouze prvních pár kilometrů, konkrétně 13,2 km protéká téměř přírodním korytem a je relativně neznečištěno (Obr. 7). Zbývajících 71 km délky toku je různou měrou antropogenně ovlivněno, ať se jedná o zásahy do samotného koryta nebo existující zdroje znečištění (Havlík et al. 1997a, b). Koryto toku již od Březence nacházejícího se nad městem Jirkov není původní, je v různém stupni zpevněno, přeloženo, nebo dokonce zatrubněno. V oblasti tzv. Ervěnického koridoru, který byl vybudován v letech 1977 až 1987 pro spojení vytěžených území navršením úzké výsypky do výšky 150 m, je Bílina v délce 3193 m zatrubněna v ocelových rourách velkého průměru (Povodí Ohře 1986). Ervěnickým koridorem vede i železniční trať a silnice. Nicméně nejnovější zprávy hovoří uvolnění Bíliny z trubek v rámci revitalizace řeky Bíliny prostřednictvím vládní zakázky na zaházení starých důlních zátěží (Dohnal 2009). Veškeré úpravy toku probíhaly zejména v souvislosti s povrchovou těžbou hnědého uhlí nebo existencí energetických a chemických závodů, které zpracovávaly velké množství vody v rámci svých výrob. Díky množství průmyslových závodů byly také zbudovány průmyslové přivaděče, které přivádějí vodu k řece Ohře, aby došlo k navýšení průtoku Bíliny (Havlík et al. 1997a, b) (např. Podkrušnohorský přivaděč, Průmyslový vodovod Nechanice). V minulosti protékala Bílina Komořanským jezerem, to však bylo v důsledku důlní činnosti v roce 1835 uměle vysušeno (Vlasák a kol. 2008). Zámek Jezeří nacházející se na jeho břehu se dnes tyčí nad povrchových lomem ČSA.



**Obr. 7** Černý rybník - pramenná oblast Bíliny (1), Bílina - horní tok (Orasín) (2) (foto autorka)

Hydrografická síť v povodí Bíliny může být rozdělena do dvou odlišných oblastí. První je oblast horských a bystřinných toků, které stékají ze svahů Krušných hor a Českého středohoří, tyto toky nejsou velkou měrou antropogenně ovlivněny. Druhou oblastí je Mostecká pánev, kde z přírodní hydrografické sítě zůstalo pouze torzo doplněné průmyslovými přivaděči (Langhammer 2003). Koryto je v této oblasti hlinité, široké 5 až 10 m, z velké části regulované, okolí tvoří otevřená, bezlesá krajina (Vlasák a kol. 2008).

Levostranné krušnohorské přítoky (Bystřice, Bouřlivec, Bílý potok, Loupnice, Ždírnický potok) jsou ve středních a dolních částech toků z velké části regulovány nebo převedeny do četných přeložek. V horských oblastech se nejčastěji vyskytují protáhlá povodí se značným sklonem svahů. Mezi významné pravostranné přítoky patří Srpina, Počeradský potok, Syčivka, Bořislavický potok, ty mohou v letních sušších obdobích i vysychat (Vlasák a kol. 2008).

Na základě provedeného ekohydromorfologického hodnocení lze pouze 12 % délky toku Bíliny zařadit do kategorií „přírodě blízké“ a „mírně antropogenně ovlivněné“ úseky. Jedná se o část toku Bíliny, která je situována do Krušných hor (Dvořák & Matoušková 2008).

Nejvyšší polohy povodí na hřbetu Krušných hor lze zařadit do chladné oblasti, kde průměrné úhrny srážek kolísají mezi 900 – 1200 mm. Část povodí náležící do Mostecké pánve lze zařadit do teplé oblasti, klima ovlivňuje reliéf. Pánev je lemována věncem hor, z nichž zejména Krušné hory vytvářejí silný srážkový stín a srážky se ve východní části pohybují kolem 480 – 500 mm. Část povodí v oblasti Českého středohoří spadá do mírně teplé oblasti (Tolasz a kol. 2007).

V oblasti povodí Bíliny vznikají v souvislosti s ukončením těžební činnosti umělá jezera jako výsledky cílené rekultivace těžebního území. V oblasti lomu Chabařovice vzniká jezero Milada, které je napouštěno od června 2001, je projektováno na ploše 247 ha, s maximální hloubkou 23 m a objemem 34 mil m<sup>3</sup> (Havel a kol. 2008). Budoucí jezero Ležáky-Most se nachází na území hnědouhelného lomu Ležáky, v souvislosti s otvírkou této lokality byla zbořena stará část města Most. Jezero by se mělo rozkládat na ploše 322 ha, s maximální hloubkou 59 m při průměrné hloubce 22 m, bude mít objem 72,4 mil m<sup>3</sup>. Pro napouštění tohoto jezera bylo počítáno s vodou z Bíliny, ale vzhledem k její nevyhovující kvalitě bylo návrh zamítnut a jezero je nyní napouštěno vodou z řeky Ohře, která je přiváděna vybudovaným přivaděčem z oblasti pod přehradní nádrží Nechranice (Kohušová a kol. 2008).

### 3.2 Hydrologická charakteristika

Přirozený hydrologický režim byl zachován pouze v úseku nad vtokem do vodárenské nádrže Jirkov (Vlasák a kol. 2004). Hydrologický režim většiny povodí byl v posledních desetiletích významně antropogenně ovlivněn.

Průměrný roční průtok (Qa) Bíliny (profil Trmice) v letech 1995 – 2000 činil 6,84 m<sup>3</sup>/s (zdroj: Internet 02). Celkově lze Bílinu hodnotit jako tok s vyrovnaným odtokovým režimem. K maximálnímu odtoku dochází v březnu či dubnu při jarních oblevách a tání sněhu. Minimální průtoky se objevují v letních měsících s nízkými srážkami a vysokými teplotami (Vlasák a kol. 2004). Prakticky celý průtok Bíliny byl v minulosti používán jako technologická voda v chemických závodech v Záluží u Litvínova (Vlasák a kol. 2008).

### 3.3 Hydrochemická charakteristika

První komplexní sledování toku Bíliny probíhalo v letech 1994 až 1996. Studie hodnotila hlavní bilanční ukazatele (BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Cr</sub>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P celk., rozpuštěné látky, rtuť, PCB, trichlormetan, PAU, trichloreten a tetrachloreten), přičemž data byla poskytnuta Povodím Ohře, a.s. Studie

vyhodnotila úsek pod chemickým závodem Chemopetrol v Záluží u Litvínova jako extrémně nepříznivý z hlediska hodnocených ukazatelů (Havlík a kol. 1997a).

Na tuto studii navázala studie hodnotící zejména kvalitu vody v toku Bíliny, současně s hlavními znečišťovateli v povodí. Autoři uvádějí, že tok Bíliny lze na základě skladby znečištění diverzifikovat na dílčí oblasti. Úsek toku nad městem Jirkov byl hodnocen jako relativně neznečištěný, zatímco město Jirkov, jez v Jiřetíně a profil v Záluží u Litvínova ohraničují významné profily, kde dochází ke změně skladby znečištění od komunálního znečištění ke kombinaci s průmyslovým znečištěním. Jako nejvýznamnější polutanty byly hodnoceny dusíkaté sloučeniny, organické látky, fosfor, rozpuštěné látky, ale také některé těžké kovy a specifické organické látky. Hydrologické sledování poukázalo na velmi výrazné změny odtokových poměrů v úseku Březanec – Most, příp. Želenice v důsledku vysokého využívání vody a vodohospodářské manipulace. Jako nejvýznamnější znečišťovatelé byly určeny podniky Chemopetrolu a.s. v Záluží u Litvínova a Spolchemie a.s. v Ústí nad Labem, přičemž úseky řeky pod nimi jsou natolik zatížené znečišťujícími látkami, že nejsou vhodné pro život ryb a působí jako ekologické bariéry (Havlík a kol. 1997b).

Obrázek o situaci na Bílině lze zcela prozaicky ukázat na výsledcích šetření Povodí Ohře s.p. (2003), které uvádějí, že od středního toku po většinu roku dochází k tomu, že korytem Bíliny protékají pouze odpadní vody. Podobné závěry uvádí i studie Vlasák a kol. (1997).

### 3.4 Biologická charakteristika

Sledování v letech 1994 až 1997 přineslo výsledky hodnocení populace ryb z úseku od konce Ervěnického koridoru po Chanov. Bylo zjištěno, že maximální diverzita, biomasa i početnost ryb se vyskytuje na konci Ervěnického koridoru u obce Rudolice a dále po proudu dochází u všech sledovaných parametrů k dramatickému poklesu. Ichtyofauna byla tvořena pouze z odolných druhů ryb (např. plotice *Rutilus rutilus*), které byly splaveny do toku z okolních přítoků. Nevyskytovala se stálá rybí populace. Úsek toku pod výpustěmi Chemopetrolu (nyní Unipetrol, a.s.) byl zcela bez ryb, v úseku toku nad Chanovem byl výskyt ryb označen jako náhodný. Současně byl sledován i makrozoobentos, ale pouze na krátkém úseku toku, pod výpustí Chemopetrolu (ř. km 54,5 – 52,26). Směrem po proudu řeky bylo zjištěno na základě hodnocení saprobního indexu společenstva makrozoobentosu zhoršování kvality vody z  $\beta$ -mezosaprobity na polysaprobity. Druhy bentických bezobratlých vykazovaly deformity a dědičné genetické změny. V populaci měkkýšů převládaly odolné druhy, doplněné o exotické druhy. Přímo pod výpustěmi Chemopetrolu bylo pozorováno nejvýraznější zhoršení situace, došlo zde k úplnému vymizení řady taxonů a za příčinu bylo označeno kombinované komunální a průmyslové znečištění. Z pohledu biologického oživení toku byla Bílina prezentována jako tok nacházející se ve stadiu ekologické katastrofy s téměř zničeným ekosystémem (Havlík a kol. 1997a; Just 1999).

Autoři studie Svobodová & Bastl (1993) se zabývali výzkumem bioakumulace škodlivých látek v rybách z toku Bíliny. V roce 1991 byly odebírány vzorky různých druhů ryb z oblasti Jirkov – jez Jiřetín a byly vyhodnocovány obsahy toxických kovů, polychlorovaných bifenyly, chlorovaných pesticidů a triazinů. Vybraný úsek Bíliny reprezentuje minimálně až středně zatíženou oblast toku nad centrálním Mosteckem, kde dochází k výraznému zvýšení znečištění toku. Ve vzorcích ryb bylo nalezeno zvýšené zatížení niklem, mírně zvýšené zatížení chromem a olovem v úseku pod Jirkovem i zvýšené zatížení polychlorovanými bifenoly.

Ichtyologické posouzení pro účely znaleckého posudku pro Český rybářský svaz v Ústí nad Labem provedl Poupě (1994). Pro posouzení ale byla použita pouze data z rybářských statistik a dat od pracovníků ČIŽP, výsledky posouzení lze tedy brát pouze jako orientační. Závěrem posudku bylo konstatováno, že rybí společenstvo je „narušeno po celé délce toku“, včetně jeho reprodukční schopnosti.



Nejnovější data týkající se akumulace škodlivých látek v živých organismech poskytuje studie Vlasák a kol. (2009). Studie poukazuje na hlavní rizikový faktor, který ovlivňuje ekosystém Bíliny, a to je kyslíkový režim, který dosahuje kritických hodnot V. třídy dle ČSN 75 7221 ( $<3$  mg/l) přibližně ve třetině případů. Problematickým se jeví zejména v úseku toku Záluží – Želenice a v krátkém úseku Bíliny pod soutokem s Bystřicí, kam jsou sváděny komunální a průmyslové odpadní vody. V úseku pod jezem v Jiřetíně a Zálužím nad Mračným potokem dochází k výraznému oteplování vody odpadními vodami. Oblast centrálního Mostecká také vykazuje vysoké koncentrace amoniakálního dusíku  $N-NH_4^+$ , ten je za vyšších teplot, při nedostatku kyslíku a pH pohybující se alkalické oblasti zdrojem toxického  $NH_3$ . Nejvyšší koncentrace byly zjištěny v Záluží, kde je přísun tohoto znečištění ovlivněn silně zatíženými přítoky: Bílým potokem, označeným jako „Bílý potok 2“ (odtok z dočišťovacích lagun společnosti Unipetrol, dříve Chemopetrol), odtokem z čistírny odpadních vod společnosti Unipetrol (zahrnuje i komunální vody z Litvínova) a Mračným potokem. Pro biotu nepříznivý je také výskyt toxických kovů, arzenu a kadmia, specifických organických látek ve vodě. Byla sledována akumulace škodlivin v rybách a také samotný výskyt rybí populace v toku. Nebylo zjištěno překročení hygienických limitů u polutantů akumulovaných ve svalovině ryb. V úseku toku pod jezem v Jiřetíně až po Želenice a Rtyni byla zjištěna pouze malá přítomnost nebo úplná absence ryb, což je zcela jistě ovlivněno znečištěním toku. Celkově bylo ve všech sledovaných profilech zjištěno 19 druhů ryb.

V rámci výše zmíněné studie byla sledována i akumulace škodlivých látek v biomase mlže *Dreissena polymorpha*. Byl sledován obsah kovů a specifických organických látek a to v biomase mlžů bez skořápek a byssových vláknecích. Prozatímní výsledky ukázaly, že již horní tok Bíliny je zatížen některými kovy (Cr, Cd, Pb), dále je zřejmé zatížení středního toku vanadem a zatížení závěrného profilu v Ústí nad Labem rtutí. Sledování kontaminace specifickými organickými látkami ukázalo zatížení oblasti centrálního Mostecká polychlorovanými bifenoly a závěrného profilu koncentracemi DDE, DDD a DDT (Havel a kol. 2010).

### 3.5 Bílina ve vztahu ke znečištění Labe

Bílina představuje významný přítok Labe, nikoliv co do objemu přitékající vody, ale svým znečištěním, které může mít negativní vliv na ekosystém. Kvalita vody v úsecích toku Labe a jeho přítocích, které se nacházejí na území bývalých komunistických zemí je ovlivněna stálou mobilizací škodlivých látek z množství starých zátěží v okolí toku v kombinaci s aktuální průmyslovou činností (Brügmann 1995; Adams et al. 2001). Stále zůstávají v popředí zájmu polutanty mapující bývalé využívání okolních ploch v povodí, jako jsou dusičnany, suspendované sedimenty, rtuť, kadmium, HCB, izomery DDT a HCH (Adams et al. 2001). A právě Bílina je v souvislosti s ovlivněním ekosystému Labe hodnocena jako významný zdroj PAU, xenoestrogenů (např. bisphenol A), organochlorových látek (Stachel et al. 2005; Heemken et al. 2001), DDT a jeho izomerů (Heinisch et al. 2005a) a těžkých kovů (Vink et al. 1999). Labe svým znečištěním, které pochází často právě ze znečištěných přítoků, může být významným zdrojem antropogenních polutantů, např. xenoestrogenů, v Severní moři (Stachel et al. 2003; Heemken et al. 2001). Z toků, které odvodňují uhelnou pánev v Německu je obdobně jako Bílina kontaminována řeka Mulda. Její znečištění specifickými organickými látkami pochází z chemického průmyslu v oblasti Bitterfeldu (Wilken et al. 1994; Franke et al. 2005). Mulda se také vyznačuje znečištěním těžkými kovy pocházejícími z těžebního průmyslu, průmyslové činnosti a městského znečištění (Kowalik et al. 2003; Klemm et al. 2005). Ostatní toky vyskytující se v oblasti Harz v Německu jsou charakterizovány spíše vysokými obsahy solí (Ca, Mg, Na, Cl) díky jejich odlišnému geologickému podloží (Kowalik et al. 2003).

Co se historie sledování toku Bíliny týče, je třeba uvést, že na významné studie Havlíka a kol. (1997a, b) věnující se toku Bíliny (probíhající v letech 1994 až 1997), navázalo dlouhodobější sledování až v letech 2002 až 2008 a to prostřednictvím projektů Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i.: (I) „Hydrologie a kvalita vodních toků

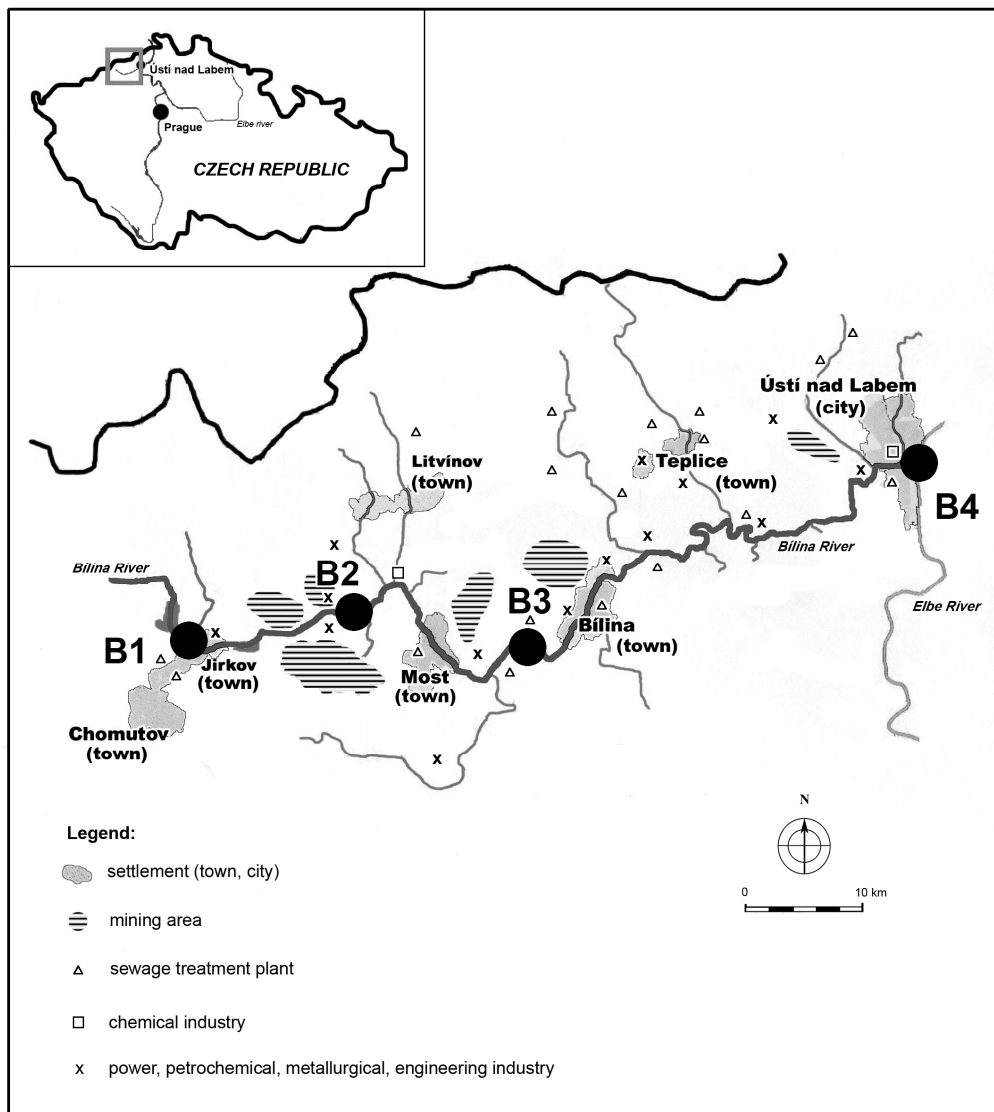


podkrušnohorské oblasti“ (Vlasák a kol., 2002-2004), (II) „Ekologická studie Bíliny“ (Vlasák a kol., 2003-2005), (III) „Hydro-ekologická revitalizace krajiny ovlivněné lidskou činností“ (Vlasák a kol., 2005-2008) a (IV) „Vlivy antropogenně silně pozměněných povodí na kvalitu odtékající vody“ (Havel a kol. 2005-2008) v rámci Výzkumného záměru Ministerstva životního prostředí ČR a prozatím poslední projekt Výzkumu a vývoje (IV) „Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika)“ (Vlasák a kol., 2008-2010). Tato disertační práce vznikala v úzké vazbě na projekty spadající pod Výzkumný záměr MŽP ČR 0002071101 a projekt „Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika)“.

## 4 METODIKA

### 4.1 Výběr odběrových profilů

Pro sledování kontaminace toku Bíliny byly v podélném profilu toku vytyčeny celkem čtyři odběrové profily B1 až B4. Tyto profily reprezentují charakteristické části toku (Obr. 8, Tabulka 2).



Obr. 8 Mapa sledované lokality, toku Bíliny s umístěním odběrových profilů

Tabulka 2 Lokalizace odběrových profilů

Označení profilu	Umístění profilu	Říční km
B1	Březanec	71,0
B2	Nad Hutním potokem	58,8
B3	Želenice	42,5
B4	Ústí nad Labem	0,7

Prvním profilem je profil B1 nacházející se v Březenci nad městem Jirkov (Obr. 9). Jedná se o oblast toku, kde Bílina teče ještě téměř přirozeným korytem, tok není dotován vodou z Ohře a voda by měla být bez výrazného znečištění. Nad tímto profilem se nachází vodárenská nádrž Jirkov a kvalita přitékající bílinské vody vyhovuje podmínkám pro vodárenské využití. Profil v Březenci se nachází v klidnější části toku, koryto je zde kamenité, cca 4 m široké.



**Obr. 9** Profil B1 – Březenec (foto autorka)

Pod profilem B1 ústí do Bíliny Průmyslový přivaděč (PKP), který byl vybudován v letech 1957 až 1982 a vede téměř od Klášterce nad Ohří až za Jirkov. Přivaděč je dlouhý 33,8 km a představuje soustavu kanálů, potrubí nádrží, které chrání povrchové lomy před povodněmi z menších podkrušnohorských toků, zásobuje vodou z řeky Ohře průmysl v Chomutově a celoročně nadlepšuje průtok Bíliny (Vlasák a kol. 2008). Poté protéká Bílina prvním větším městem a tím je Jirkov. Do Bíliny se začínají připojovat odtoky z městských čistíren odpadních vod. Mezi Jirkovem a Mostem protéká Bílina aktivně těženou oblastí hnědouhelných pánví (mj. Ervěnickým koridorem). Za Komořany se do Bíliny vlévá Hutní potok a přímo před soutokem je umístěn druhý odběrový profil B2 (Obr. 10). Profil se nachází u mostku, na kterém je vedena železniční trať, dno je zde převážně zanesené vrstvou bahna.





**Obr. 10** Profil B2 - nad Hutním potokem (foto autorka)

Poté vtéká Bílina do oblasti Záluží, kde se nachází rozlehlý areál společnosti Unipetrol, a.s., kde se vyrábějí zejména rafinérské a petrochemické produkty, anorganické agrochemikálie, sorbety a kompozity (zdroj: Internet 03). Do Bíliny zde ústí několik větví Bílého potoka, který částečně teče svým přirozeným korytem (označeno jako Bílý potok 1) a částečně protéká dočišťovacími lagunami chemického závodu (označeno jako Bílý potok 2). Přítok označený jako „Bílý potok–roura“ označuje výtok Bílého potoka z areálu chemického závodu a výpusť podnikové čistírny odpadních vod. Třetí profil B3 se nachází v obci Želenice a reprezentuje znečištění toku petrochemickým a uhelným průmyslem a také z komunálních zdrojů centrálního Mostecka, zejména průtokem Bíliny městy Most a Chanov (Obr. 11). Do Bíliny se také z pravé strany vlévá Srpina, která patří mezi významnější přítoky. Profil B3 je umístěn přímo v obci pod mostem, kde vede silnice. Dno je zde kamenité, střední část koryta má větší spád, ale okraje koryta představují klidnější zóny. Dno je porostlé vodními travinami.





**Obr. 11** Profil B3 – Želenice (foto autorka)

Bílina protéká zalidněnou (města Bílina, Rtně nad Bílinou, množství menších obcí) a průmyslově využívanou oblastí (zejm. energetický průmysl). Přibírá významnější přítoky, kterými jsou Syčivka, Loupnice, Bouřlivec, Bystřice, Bořislavický potok, za Trmicemi pak Ždírnický potok. Na závěr Bílina protéká statutárním městem Ústí nad Labem, které je největší aglomerací v povodí toku. Poté, co do Bíliny ústí v nedávné minulosti znečištěním významný Klíšský potok (potok protéká areálem chemického závodu Spolchemie, a.s., který se specializuje na výrobu syntetických pryskyřic a anorganických produktů, jako je elektrolytická výroba chloru a vysoce čistých hydroxidů sodného a draselného, na výrobu chloru navazuje výroba alkylchloridu a epichlorhydrinu – zdroj: Internet 04; po roce 2003 jsou odpadní vody ze závodu Spolchemie odváděny na městskou čistírnu odpadních vod v Nestěmicích, čímž došlo ke snížení znečištění Klíšského potoka) a Bílina se nachází pouze pár stovek metrů od jejího soutoku s tokem Labe, je pod silničním mostem umístěn poslední závěrný profil B4 (Obr. 12). Koryto je zde široké přes 10 m, proud má velmi rychlý spád, ale díky zatáčce dochází na okrajových částech koryta ke vzniku tišších míst. Dno je zde kamenité, tvořené velkými balvany a z velké části je porostlé vodními travinami.





Obr. 12 Profil B4 - Ústí nad Labem (foto autorka)

## 4.2 Zpracování vzorků

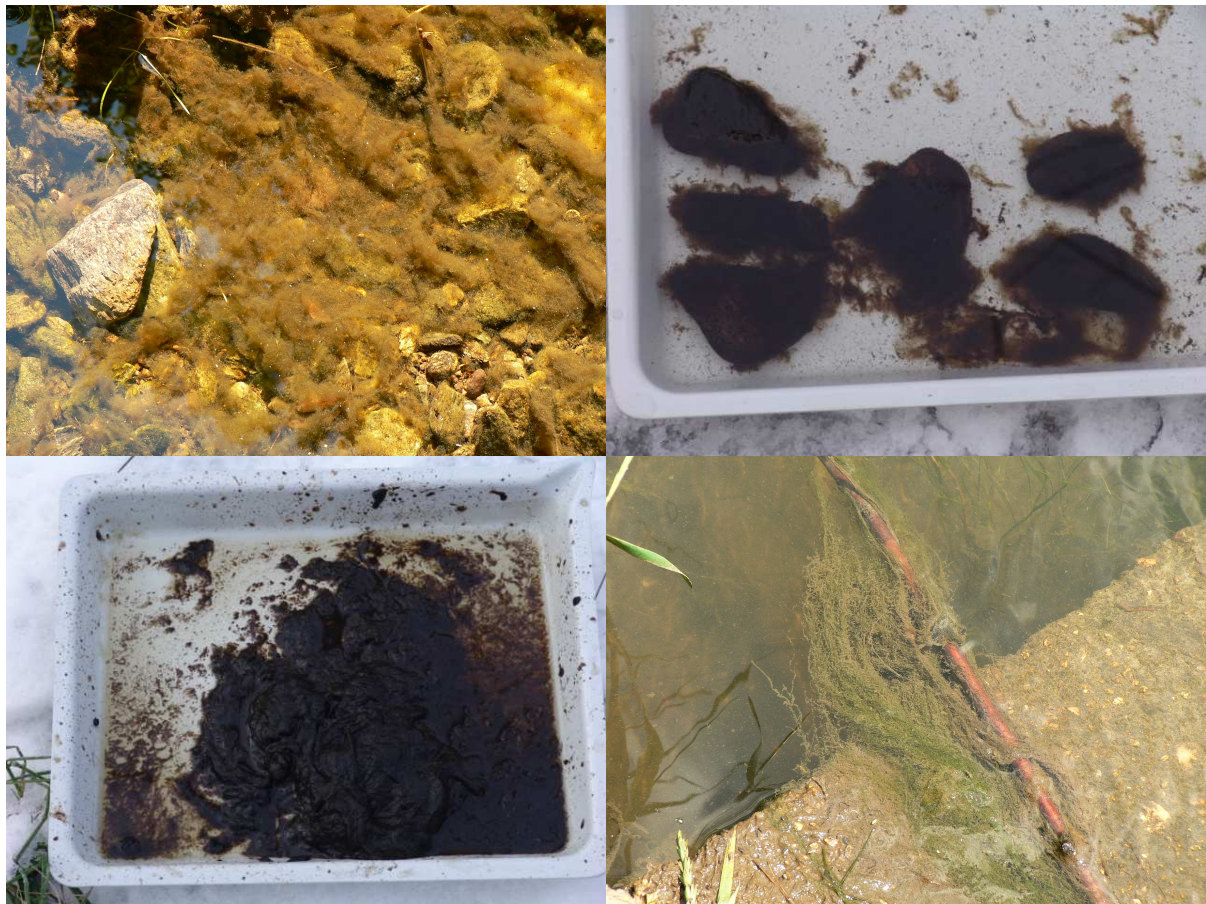
### 4.2.1 Odběr vzorků

V rámci sledování stavu toku byly v letech 2005 až 2008 odebírány vzorky povrchové vody, biofilmů a sedimentů. Vzorky povrchové vody byly odebírány jako vzorky bodové v proudu tekoucí vody do skleněných či polyethylenových lahví (rozdílení dle následných analýz).

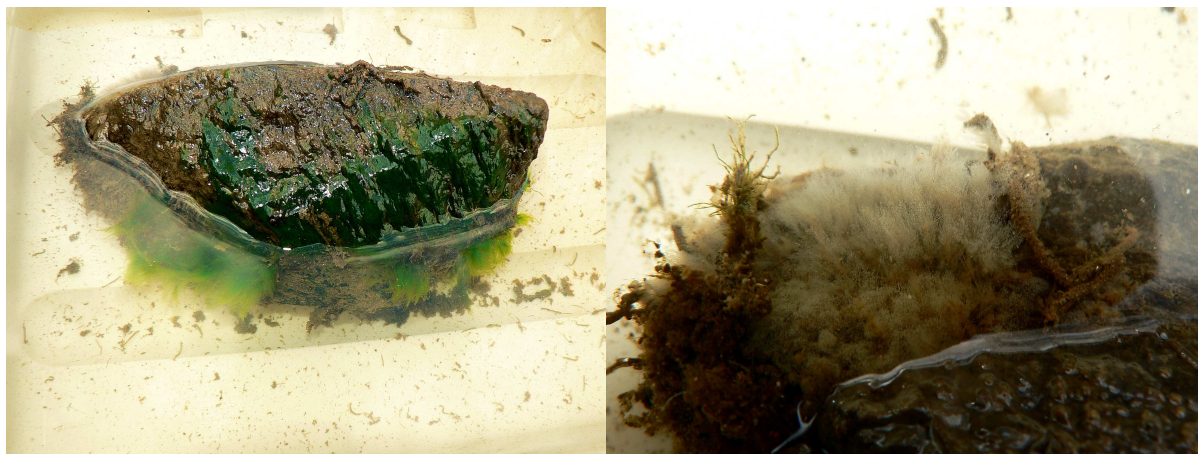
Vzorky biofilmů byly odebírány z přirozených podkladů v toku (Obr. 13), tj. kamenů, příp. větví, a dalších ponořených podkladů v toku (ponořené části mostů, postranní kamenná opevnění koryta, nahromaděný antropogenní odpadní materiál v toku) seškrabáváním kartáčkem nebo špachtlí či odtrháváním trsů pomocí pinzety. Kromě toho se při odebírání vzorků osvědčil odběr biofilmu do sítě používané pro odběr makrozoobentosu metodou „kick sampling“. Biofilmy vlající v proudu vody byly lehce uvolněny od podkladu a samovolně splaveny do sítě. Tato metoda umožnila zachytit biofilmy bez přebytečného abiotického materiálu a nezvyšovala nežádoucí podíl vody ve vzorku. Při řešení problematiky biofilmů jakožto primárního článku potravinového řetězce však není třeba se zbytečně obávat, že v rámci vzorkování bude odebrán i abiotický materiál, protože většinou organismy při konzumaci biofilmu materiál nijak neselektují a tudíž je pro potřeby zjištění kontaminace abiotická složka zcela neodlučitelná. Problémem je, pokud je její podíl výrazně vyšší.



Biofilmy byly odebírány jako směsné vzorky, ale výběr byl selektivně ovlivněn, zcela zelené vláknité biofilmy (pro další analýzy nevhodné) nebyly odebírány. Představují majoritní společenstva řas, přičemž při odběru vzorků byly preferovány biofilmy rosolovitého vzhledu, většinou dohněda zbarvené (Obr. 14). Tyto biofilmy se vyskytují v toku i na neosvětlených částech, představují tedy matici, která není limitována osvětlením toku (osvětlené části jsou často porostlé vláknitými biofilmy). Hmota biofilmu byla na břehu soustředěna do rozměrné bílé misky, zde byl biofilm pomocí pinzety zbaven živých bezobratlých živočichů (makrozoobentos), aby nedocházelo ke zkreslení analýz. Přebytná voda po usazení byla odlévána, aby nedocházelo k ředění materiálu. Vzorky byly uloženy do chladicí tašky a v živém stavu (bez fixace) byly transportovány do laboratoře. Okamžitě po příjezdu do laboratoře byla provedena následující předpříprava vzorků biofilmu: byla odlita odstředěná přebytná voda, zároveň byly při slévání ze vzorku odstraněny hrubé kamínky či organismy makrozoobentosu, aby nebyly součástí vzorku, a vzorek biofilmu byl rozmixován v mixéru (střídavě po dobu 2 minut na různé rychlosti mixování), aby došlo k homogenizaci hmoty biofilmu. Poté byly vzorky uloženy do polyethylenových krabiček nebo mističek z alobalu (rozlišení dle následných analýz) a transportovány do chemické laboratoře. Část vzorku biofilmu byla odebrána pro okamžité mikroskopické sledování, přičemž poté byly tyto vzorky fixovány 40% roztokem formaldehydu pro možnost archivace vzorků.



**Obr. 13** Odběr biofilmů (foto autorka)



**Obr. 14** Příklad různých typů biofilmů na jednom povrchu: osvětlené plochy kamene jsou porostlé vláknitým biofilmem zelených řas, neosvětlené plochy jsou porostlé biofilmem vyznačujícím se hnědou a bílou barvou (foto autorka)

Vzorky říčních sedimentů (tzv. aktivních sedimentů, říční bahno) byly odebírány ručně z míst, kde pravidelně dochází k akumulaci sedimentů v toku. Vzorky byly odebírány zhruba z hloubky 10-15 cm, bylo dbáno na to, aby vzorek nebyl písčité nebo neobsahoval kameny či větve. Po cca 15 minutách sedimentace byla přebytečná voda slita. Vzorky byly uloženy do polyethylenových krabiček nebo mističek z alobalu (rozdílení dle následných analýz) (Obr. 15). Vzorky byly uloženy do chladicí tašky a v živém stavu (bez fixace) byly transportovány do laboratoře.



**Obr. 15** Odběr sedimentů (foto autorka)

Podmínky, které panovaly při jednotlivých odběrech, včetně popisu charakteru biofilmů, jsou uvedeny v tabulkách v příloze č. 1 (Tabulka P1 - 1 až Tabulka P1 - 8).

#### 4.2.2 Laboratorní analýzy vzorků

Vzorky byly ihned po odběru převezeny do laboratoří Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v.v.i. (laboratoře jsou akreditovány dle ČSN EN ISO/IEC 17 025 (01 52 53)), kde byly zpracovány standardními metodami.



Ve všech vzorcích byly sledovány koncentrace vybraných těžkých<sup>1</sup> a toxických kovů (arsen, kadmium, rtuť, olovo, vanad a zinek) a specifických organických látek<sup>2</sup> (polychlorované bifenyly (PCB), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), organochlorové látky (izomery hexachlorcyklohexanu (HCH), hexachlorbenzen (HCB), izomery dichlordifenyl-trichlorethanu (DDT) a jeho metabolity dichlordifenyl-dichlorethen (DDE) a dichlordifenyl-dichlorethanu (DDD).

Vzorky biofilmů a sedimentů byly homogenizovány a vysušeny do konstantní hmotnosti lyofilizací. Stanovení obsahu kovů (As, Cd, Pb, V, Zn) probíhalo metodou optické emisní spektrometrie v indukativně vázaném plazmatu (ICP-OES) (spektrometr IRIS Intrepid II XSP (ThermoElemental) s optickým detektorem CID a rozsahem vlnových délek 165 – 1000 nm) v kyselinovém výluhu lučavkou královskou. Obsah rtuti byl stanoven atomovou absorpční spektrometrií na jednoúčelovém analyzátoru AMA 254 (Altec), s autosamplerem. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), konkrétně fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene a indeno(1,2,3-cd)pyren, a jejich koncentrace byly stanoveny vysokoúčinnou kapalinovou chromatografií (HPLC) (chromatograf Waters). Vzorky byly nejprve extrahovány organickým rozpouštědlem. Koncentrace polychlorovaných bifenyly (PCB), konkrétně kongenerů PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 a PCB 180, byly stanoveny plynovou chromatografií (chromatograf Agilent 6890 N se dvěma detektory elektronového záchytu (ECD)). Analyty byly z vysušených vzorků nejprve extrahovány do nepolárního organického rozpouštědla. Stejnou metodu byly stanoveny organochlorové pesticidy, tedy izomery HCH ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH), hexachlorbenzen (HCB) a izomery a metabolity DDT (o,p'-DDT; p,p'-DDT; o,p'-DDD; p,p'-DDD; o,p'-DDE; p,p'-DDE).

Vzorky povrchové vody byly analyzovány stejnými laboratorními metodami, vyjma rozdílné přípravy vzorků (např. nebyla používána lyofilizace).

---

<sup>1</sup> Kovy o hustotě vyšší než 4,5g/cm<sup>3</sup>. Mají toxické účinky na organismy, patří mezi ně kadmium, rtuť, chrom, měď, olovo, nikl, zinek, někdy se pro své toxické vlastnosti řadí i arsen (zdroj: Internet 23).

<sup>2</sup> Jednotlivé organické látky nebo jejich úzké skupiny, které mohou mít i při relativně nízkých koncentracích negativní ekologické či zdravotní účinky. Z hlediska ochrany vodních ekosystémů se jedná zejm. o PCB, PAU, některé pesticidy, alkylfenoly, syntetické mošusové látky, farmaka aj.). Tyto látky mají schopnost dlouhého přetrvávání v životním prostředí a schopnost kumulace v pevných a biologických matricích vodních ekosystémů (plaveniny, sedimenty, tkáně ryb a vodních organismů) (zdroj: Internet 24).

## 5 VÝSLEDKY A DISKUZE

### 5.1 Povrchová voda

#### 5.1.1 Sledování v letech 2004 - 2009

Pro vyhodnocení stavu znečištění povrchové vody sledovanými látkami byly kromě vzorků odebíraných v rámci sledování v letech 2005 – 2008 použity také výsledky z roku 2004 a 2009 (Vlasák a kol. 2005-2008; Vlasák a kol. 2008-2010).

Na základě vyhodnocení průměrných koncentrací sledovaných látek v povrchové vodě lze určit nejvíce znečištěné oblasti toku (Tabulka 3, Tabulka 5). U většiny těžkých kovů se jedná o dolní části toku, zejména závěrný profil B4 v Ústí nad Labem (As, Cd, Hg, Pb). Nicméně u těchto kovů lze konstatovat, že jejich vyšší koncentrace se objevují již v profilu Želenice, tedy v centrální části Mostecká. Nejvyšší koncentrace zinku byly naopak zjištěny v horní části povodí. Průměrné koncentrace rtuti v prvním profilu byly enormně zvýšeny zaznamenaným maximálním výkyvem koncentrace (měření VI-06) (viz Tabulka P2 - 3). Toto maximum bylo ojedinělé a proto byla výsledná průměrná koncentrace v profilu B1 vyhodnocena s vynecháním tohoto maxima, což spíše odpovídalo situaci v toku. Je třeba si ale uvědomit, že takováto maxima, která se v toku objeví, jsou natolik výrazná, že i když jsou pouze krátkodobá a ojedinělá, mohou mít výrazný vliv na ekosystém, jsou schopny ho celý významně poškodit. Jednorázově maximum ovlivnilo i průměrnou koncentraci olova v profilu B4 (viz Tabulka P2 - 4). Primární data ze všech měření jsou uvedena v příloze č. 2 (Tabulka P2 - 1 až Tabulka P2 - 33).

**Tabulka 3** Průměrné koncentrace těžkých kovů ( $\mu\text{g/l}$ ) v povrchové vodě v podélném profilu toku (hodnocené období 2004 – 2009). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“.

Odběrový profil / kov ( $\mu\text{g/l}$ )	As	Cd	Hg	Pb	V	Zn
<b>B1</b>	5,69/5,16/5	0,15/0,11/5	0,69/2,08/10* 0,03/0,01/9**	1,04/0,60/5	3,08/1,65/8	<b>31,62/42,38/9</b>
<b>B2</b>	2,36/1,19/11	0,10/0/11	0,05/0,06/12	1,81/1,39/8	2,50/0/8	<b>33,03/56,84/12</b>
<b>B3</b>	13,71/9,68/19	0,16/0,26/17	0,06/0,05/19	2,51/3,42/12	<b>112,58/81,75/16</b>	20,94/41,19/18
<b>B4</b>	<b>14,25/9,03/21</b>	<b>0,17/0,16/20</b>	<b>0,08/0,11/21</b>	5,54/11,01/13* <b>2,63/3,44/12**</b>	49,11/26,16/16	29,74/36,79/20

Vysvětlivky:

„**Tučně**“ jsou označeny odběrové profily s nejvyšší koncentrací sledovaných látek

Označení hvězdičkou:

\* Na zvýšení průměrné hodnoty měl vliv jednorázový extrémní výkyv koncentrace, u Hg bylo zaznamenáno při měření VI-06, u Pb při měření VI-07 (datum měření je uvedeno ve formátu „měsíc/rok“)

\*\* Průměrné hodnoty koncentrace Hg a Pb při vynechání ojedinělého maxima

Při orientačním zařazení vyhodnocených průměrných koncentrací kovů do tříd jakosti vody dle ČSN 75 7221 je zřejmé, že koncentrace sledovaných kovů v povrchové vodě se pohybují zejména v rozmezí I. a II. třídy, nejvyšší koncentrace arzenu na dolním toku lze zařadit do III. třídy (Tabulka 4). Zajímavý je průběh koncentrace vanadu, kdy dochází ke skokovému nárůstu koncentrace v profilu Želenice a směrem do Ústí nad Labem koncentrace klesá. Oba tyto profily vykazovaly koncentrace vanadu překračující imisní limit daný Nařízením vlády č. 229/2007 Sb.

**Tabulka 4** Orientační vyhodnocení průměrných koncentrací sledovaných těžkých kovů dle tříd jakosti vody dle ČSN 75 7221 a dle imisních limitů dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (označení „Limit“ uvádí překročení daného imisního limitu uvedeného v závorce)

Odběrový profil / kov	As	Cd	Hg	Pb	V	Zn
B1	II. třída	II. třída	IV. třída* I. třída**	I. třída	< imisní limit	II. třída
B2	II. třída	II. třída	II. třída	I. třída	< imisní limit	II. třída
B3	III. třída	II. třída	II. třída	I. třída	Limit (35 g/l)	II. třída
B4	III. třída	II. třída	II. třída	II. třída* I. třída**	Limit (35 g/l)	II. třída

Vysvětlivky:

Označení hvězdičkou:

\* Na zvýšení průměrné hodnoty měl vliv extrémní výkyv koncentrace, u Hg bylo zaznamenáno při měření VI-06, u Pb VI-07 (datum měření je uvedeno ve formátu „měsíc/rok“)

\*\* Průměrné hodnoty koncentrace Hg a Pb při vynechání ojedinělého maxima

Vyhodnocení průměrných koncentrací specifických organických látek vykazovalo podobné tendence při určení nejvíce znečištěných oblastí jako sledování koncentrací těžkých kovů. Nejvíce postiženými profily byly profily Želenice a Ústí nad Labem (Tabulka 5). U některých sledovaných látek (suma HCH, HCB) byly však vyšší koncentrace (podobné maximálním koncentracím v závěrném profilu B4) zjištěny již na profilu B2, který se nachází v oblasti výskytu těžebního a energetického průmyslu. Podobně jako u sledování koncentrace rtuti, byly průměrné koncentrace sumy PAU a sumy izomerů a metabolitů DDT zvýšeny jednorázovými maximy (konkrétně u sumy PAU při měření XI-08, maximální koncentrace byly zjištěny u všech dílčích PAU, a u sumy DDT při měření II-08, kdy došlo k nárůstu koncentrace p,p'-DDD a p,p'-DDT) (Tabulka P2 - 33). Aby byla zjištěna dlouhodobější situace, která panuje v toku, byla tato maxima při vyhodnocení průměrných koncentrací vynechána, ale i zde platí, že tato maxima, ať jsou jakkoliv krátkodobá či ojedinělá, mohou velmi negativně ovlivnit ekosystém toku. Alarmující bylo, že jedno z těchto maxim bylo zjištěno v profilu Březeneč (max. koncentrace sumy PAU), který je profilem v nejméně zatížené oblasti, dokonce oblasti téměř přírodní, nicméně původ této maximální koncentrace nebylo možné spolehlivě vysvětlit.

Orientačně bylo provedeno zhodnocení výsledků průměrných koncentrací dle tříd jakosti vody (ČSN 75 7221) a většina průměrných koncentrací specifických organických látek náleží do II. třídy, vyjma sumy PCB v profilu B2 (I. třída) a B3 (III. třída) (Tabulka 6). Koncentrace sumy HCH, HCB a sumy DDT nelze hodnotit dle tříd jakosti vody, lze je však hodnotit ve vztahu k imisním limitům dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. U všech tří látek nebyly tyto imisní limity překročeny.

**Tabulka 5** Průměrné koncentrace specifických organických látek (ng/l) v povrchové vodě v podélném profilu toku (hodnocené období 2004 – 2009). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“.

Odběrový profil / specifická organická látka (ng/l)	PAU suma	PCB suma	HCH suma	HCB	DDT suma <sup>1)</sup>
<b>B1</b>	269,39/569,20/5* 14,94/0,15/4**	6,63/13,95/6	0,65/0,32/5	0,09/0,07/5	1,1/1,23/5
<b>B2</b>	10,28/4,59/9	3,41/2,92/5	1,95/0,42/4	1,99/1,80/4	0,75/0,27/4
<b>B3</b>	<b>60,90/105,50/19</b>	<b>11,60/18,53/18</b>	1,36/0,47/14	0,31/0,42/14	49,78/181,30/14* 1,32/0,89/13**
<b>B4</b>	57,66/76,12/20	9,78/13,27/21	<b>1,97/1,04/14</b>	<b>2,82/4,51/14</b>	<b>5,62/9,98/14</b>

Vysvětlivky:

„**Tučně**“ jsou označeny odběrové profily s nejvyšší koncentrací sledovaných látek

Označení hvězdičkou:

\* Na zvýšení průměrné hodnoty měl vliv extrémní výkyv koncentrace, u sumy PAU bylo zaznamenáno při měření XI-08 a u sumy DDT II-08 (datum měření je uvedeno ve formátu „měsíc/rok“)

\*\* Průměrné hodnoty koncentrace sumy PAU a DDT při vynechání ojedinělého maxima

<sup>1)</sup> Suma DDT zahrnuje p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE (dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.)

**Tabulka 6** Orientační vyhodnocení průměrných koncentrací sledovaných specifických organických látek dle tříd jakosti vody dle ČSN 75 72221 a dle překročení imisních limitů dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

Odběrový profil / specifická organická látka	PAU	PCB	suma HCH	HCB	suma DDT
<b>B1</b>	III. třída* (limit 200 ng/l) II. třída**	II. třída	< imisní limit	< imisní limit	< imisní limit
<b>B2</b>	II. třída	I. třída	< imisní limit	< imisní limit	< imisní limit
<b>B3</b>	II. třída	III. třída	< imisní limit	< imisní limit	< imisní limit
<b>B4</b>	II. třída	II. třída	< imisní limit	< imisní limit	< imisní limit

Vysvětlivky:

Označení hvězdičkou:

\* Na zvýšení průměrné hodnoty měl vliv extrémní výkyv koncentrace, u sumy PAU bylo zaznamenáno při měření XI-08 a u sumy DDT II-08 (datum měření je uvedeno ve formátu „měsíc/rok“)

\*\* Průměrné hodnoty koncentrace PAU a DDT při vynechání ojedinělého maxima

Skutečnost, že jako nejzátěženější úsek toku byla vyhodnocena jeho dolní část má negativní dopad na kvalitu vody v Labi. Výsledky sledování povrchové vody Bíliny ukazují, že směrem po proudu dochází se kumulací neseného znečištění (znečištění významně stoupá v profilu B3),

další znečištění se navíc přidává v samotném okolí závěrného profilu B4, a to vše je neseno do toku Labe.

Pomocí tříd jakosti vody a porovnáním koncentrací s imisními limity bylo provedeno orientační zhodnocení dílčích odběrů povrchové vody (viz příloha č. 2), které umožňuje podat přehled o tom, jak se znečištění povrchové vody vyvíjí. U znečištění arsenem je zřejmé, že se koncentrace pohybují nejčastěji na úrovni II. třídy, s výkyvy do III. a IV. třídy (Tabulka P2 - 1). Pro koncentrace kadmia je specifické, že se většinou pohybují pod mezí stanovitelnosti daných analytických metod, proto je hodnocení koncentrace na úrovni II. třídy pouze odhadem skutečné situace (Tabulka P2 - 2). Stejně tak u rtuti je většina koncentrací pod mezí stanovitelnosti metod, pokud byly změřeny konkrétní koncentrace, pak to byly koncentrace zvýšené, na úrovni III. třídy. V červnu 2006 bylo v profilu B1 zjištěno již dříve zmíněné maximum, které bylo na úrovni V. třídy (Tabulka P2 - 3). Koncentrace olova se pohybují často pod mezí stanovitelnosti metod, výkyvy koncentrací jsou na úrovni III. třídy, jedenkrát bylo změřeno výrazné maximum na úrovni V. třídy a to v červnu 2007 (Tabulka P2 - 4). Toto maximum způsobilo zvýšení průměrné koncentrace tohoto kovu na úroveň II. třídy. Při vynechání tohoto maxima by se průměrné koncentrace pohybovaly na úrovni I. třídy. Koncentrace vanadu v profilech B1 a B2 se pohybovaly pod mezí stanovitelnosti analytických metod, naopak kontaminace profilů B3 a B4 přesahovala často hodnoty imisního limitu, v posledních dvou letech zcela pravidelně (Tabulka P2 - 5). Koncentrace zinku kolísala na jednotlivých profilech na úrovni hodnot typických pro I. až IV. třídu jakosti, tyto výkyvy jsou patrné nejenom v profilech na dolním toku řeky (B3 a B4), ale také na horním toku řeky (profily B1 a B2) (Tabulka P2 - 6).

Stejné orientační zhodnocení bylo provedeno i u sledovaných specifických organických látek (viz příloha č. 2). Koncentrace sumy PAU odpovídá nejčastěji II. třídě jakosti, s výkyvy koncentrací na úroveň III. třídy a výše zmíněným ojedinělým maximem v profilu B1 (měření XI-08), které odpovídá V. třídě (Tabulka P2 - 13). Koncentrace u jednotlivých měření sumy PCB kolísá od úrovně odpovídající I. třídě až po V. třídu (adekvátně dochází ke kolísání u jednotlivých kongenerů, žádný z nich není výrazně dominantním), k tomuto kolísání dochází především na profilech B3 a B4, ale úroveň V. třídy byla dosažena i na prvním profilu na Březenci (měření XI-08) (Tabulka P2 - 20). Veškeré sledované koncentrace  $\gamma$ -HCH odpovídaly I. třídě jakosti vod (Tabulka P2 - 23). U koncentrací sumy HCH nebyl překročen imisní limit dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (Tabulka P2 - 25). Koncentrace HCB změřené v posledních dvou letech se nacházely pod mezí stanovitelnosti daných analytických metod, což vykazuje postupné zlepšení situace v povrchové vodě (Tabulka P2 - 26). Jednotlivé izomery a metabolity podílející se na výsledné koncentraci ukazatele „suma DDT“ se často pohybovaly pod mezí stanovitelnosti analytických metod, ale u p,p'-DDT se vyskytly maximální koncentrace překračující imisní limit dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (profily B3 a B4) (Tabulka P2 - 32), z výsledků je zřejmé, jak jedno z těchto maxim ovlivnilo průměrnou koncentraci sumy DDT v profilu B3 (Tabulka 5).

Při hodnocení dílčích výsledků koncentrací sledovaných látek v povrchové vodě byly často naměřeny koncentrace nacházející se pod mezí stanovitelnosti jednotlivých analytických metod. Na základě provedených měření, se lze domnívat, že většinu roku se v toku vyskytují nízké koncentrace látek, často pod onou mezí stanovitelnosti, což vypovídá o zlepšení stavu znečištění povrchové vody toku. Ale výsledky také napovídají, že optimistické hodnocení zlepšení situace je pouze částečné, protože v různých časových frekvencích se v toku objevují výkyvy maximálních hodnot koncentrací. Ty mohou pocházet na příklad ze starých zátěží, kdy dojde k uvolnění znečištění vlivem nějakých, ať už klimatických, hydrologických či chemických podmínek. Navíc v okolí toku stále dochází k „pravidelným“ haváriím v reálném čase, při kterých dochází ke zvýšení aktuální koncentrace škodlivin v toku (často velmi výrazným způsobem), může docházet k jejich postupnému vyplavování a s největší pravděpodobností jsou také „uloženy“ někde v ekosystému a mohou se uvolňovat posléze.

Namátkou lze zmínit havárie, které se na Bílině objevily v posledních letech. V červnu roku 2003 se do řeky dostalo vápenné mléko z trhliny na pryžovém kompenzátoru potrubí v teplárně v Ústí nad Labem – Trmicích. Následkem toho došlo k úhynu ryb v toku Bíliny. V létě roku 2007 uložila Česká inspekce životního prostředí pokutu ve výši jeden milion korun společnosti Unipetrol RPA s.r.o. Litvínov, protože v průběhu opravy biologické čistírny odpadních vod, došlo k výraznému překročení některých ukazatelů ( $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{BSK}_5$ ,  $\text{N.NH}_4^+$ ), což přispělo ke vzniku kyslíkového deficitu v toku a jen díky mimořádným opatřením nedošlo k úhynu ryb v toku (zdroj: Internet 05). V roce 2008 byla Bílina znečištěna naftou ze staré kanalizace a také mazutem, který se do vody uvolnil ze dna. V obou případech se nepodařilo zjistit příčinu znečištění a jako zdroj jsou označeny staré ekologické zátěže po bývalé průmyslové aktivitě v okolí toku (zdroj: Internet 06). V prosinci loňského roku došlo k významné havárii na Bílině, kdy došlo k úniku směsi pyrolýzních benzinů z provozů společnosti Unipetrol RPA. Voda v Bílině silně zapáchala a koncentrace ropných uhlovodíků byla řádově sto až tisícnásobně vyšší než jsou povolené hodnoty nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod (Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.), dále byly zjištěny výrazně zvýšené koncentrace benzenu, toluenu, xylenu, styrenu a také naftalenu. Znečištění se nepodařilo pomocí normých stěn zcela zachytit, způsobilo masivní úhyn ryb v Bílině a Bílém potoce a dostalo se až do Labe. Vzhledem k tomu, že k havárii došlo v zimním období, znečištění se zachytilo do zmrazků a kusů ledu na březích, odkud bylo postupně uvolňováno s odtávajícím ledem a sněhem. Předpokládá se, že znečištění se rovněž dostalo do břehů, odkud může ohrožovat ekosystém ještě několik let jako stará zátěž (zdroj: Internet 07; Internet 08; Internet 09; Internet 10). Šetření Povodí Ohře a České inspekce životního prostředí poukázalo na zdroj znečištění, výust' dešťové kanalizace ze závodu Unipetrol do Bílého potoka. Následky havárie byly odstraňovány předběžným opatřením, kdy docházelo k sanaci břehových porostů Bílého potoka tlakovou vodou (Povodí Ohře 2010). Po půl roce bylo vyšetřování havárie uzavřeno s tím, že byla způsobena lidskou chybou a bylo očekáváno uložení pokuty od České inspekce životního prostředí v řádu několika milionů korun (zdroj: Internet 11). Společnost Unipetrol RPA navrhla jako jedno z řešení zrušení napojení dešťové kanalizace ze závodu Petrochemie, jenž byl původcem havárie, do Bílého potoka (zdroj: Internet 12). Jen krátce poté, co byly publikovány zprávy shrnující havárii z prosince 2009, se objevila zpráva, že Bílina byla opět znečištěna neznámými chemikáliemi, pravděpodobně uhlovodíky či ropnými produkty, které na hladině vytvářely barevné skvrny. Látky byly zachyceny do normých stěn (zdroj: Internet 13).

Všechny takovéto havárie se posléze stávají starými zátěžemi a ohrožují na další roky tok Bíliny. Při měření provedených v červnu 2008 byla náhodně objevena stará zátěž nacházející se na dně Bíliny, v úseku za vyústěním dočišťovacích lagun závodu Unipetrol RPA do toku. Ze dna se uvolnil sediment, který měl olejovitou konzistenci černé barvy a výrazně zapáchal. Při jeho mechanickém narušení na dně toku byla hladina znečištěna ropnými látkami (Obr. 16). Při následné analýze bylo prokázáno, že sediment byl silně kontaminován ropnými látkami (19 500 mg/kg), dále některými kovy (As, Hg, V), PAU (zejm. naftalenem a fluoranthenem), PCB, HCH (zejm.  $\alpha$ -HCH a  $\gamma$ -HCH) a DDT (Tabulka P3 - 1).

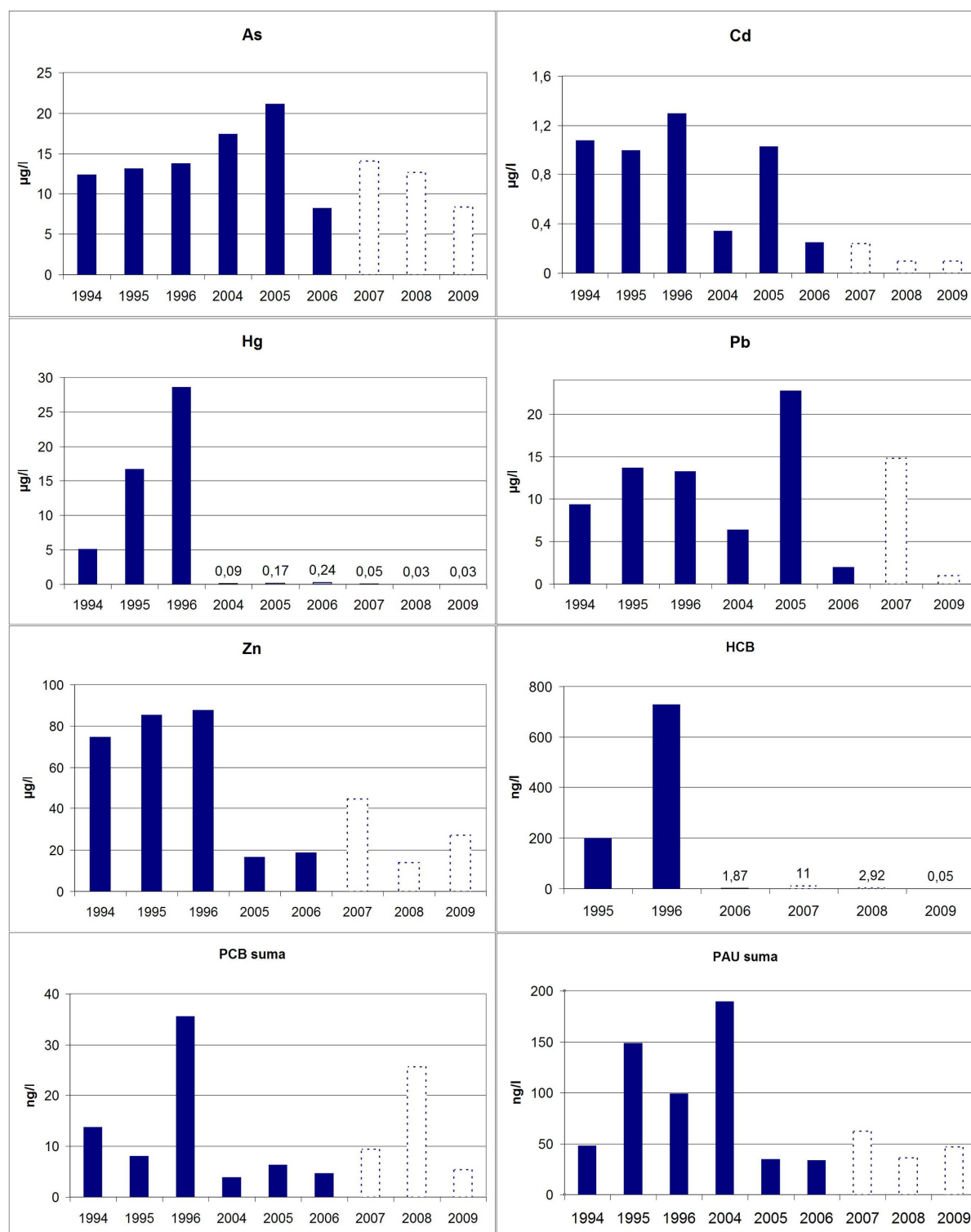




**Obr. 16** Sediment (stará zátěž) (odběr vzorku VI-08) (foto autorka)

### 5.1.2 Porovnání koncentrací sledovaných látek v povrchové vodě s odstupem 10 let

Data ze sledování Bíliny, které probíhalo v letech 1994 až 1996 (Havlík a kol. 1997a, b) byla porovnána s daty získanými o deset let později, tj. v letech 2004 až 2006. Kromě toho bylo porovnání doplněno i o data z let 2007, 2008 a 2009. Jelikož jediným společným odběrovým profilem byl závěrný profil v Ústí nad Labem, byla porovnávána data z tohoto profilu. To zároveň umožnilo porovnat znečištění toku v místě, kde představuje zátěž, která je nesena do Labe. U některých sledovaných kovů, kadmia, rtuti a zinku je patrné snížení jejich koncentrací v průběhu desetiletí (Obr. 17). Naopak u arzenu a olova není patrné jednoznačné snížení koncentrace v průběhu času, koncentrace těchto kovů v toku kolísají. Tyto kovy se vyskytují v místech s pozůstatky starých hornických aktivit, výskyt arzenu je ovlivněn výluhy elektrárenského popílku (Veselý 1994).



**Obr. 17** Porovnání koncentrací vybraných těžkých kovů a specifických organických látek

U specifických organických látek bylo možné provést porovnání koncentrací zjištěných v průběhu času pouze u tří ukazatelů a to sumy PAU, sumy PCB a HCB (Obr. 17). Výrazné snížení koncentrace lze sledovat pouze u HCB, aktuální koncentrace jsou o stovky jednotek nižší (často jsou měřeny koncentrace nacházející se pod mezí stanovitelnosti analytické metody). Koncentrace sumy PCB kolísá, není však patrný jasný snižující se trend. Koncentrace sumy PAU je oproti 90. letům na nižší úrovni, ale byly pozorovány výkyvy koncentrací, které mohou situaci negativně ovlivnit (např. rok 2004).

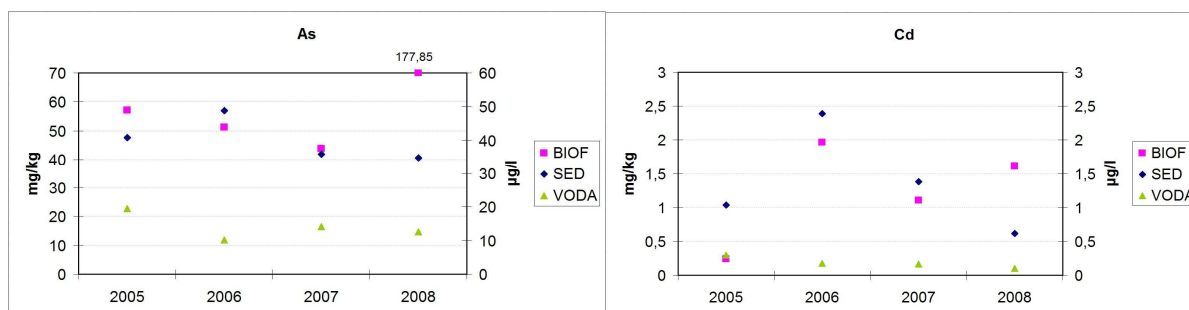


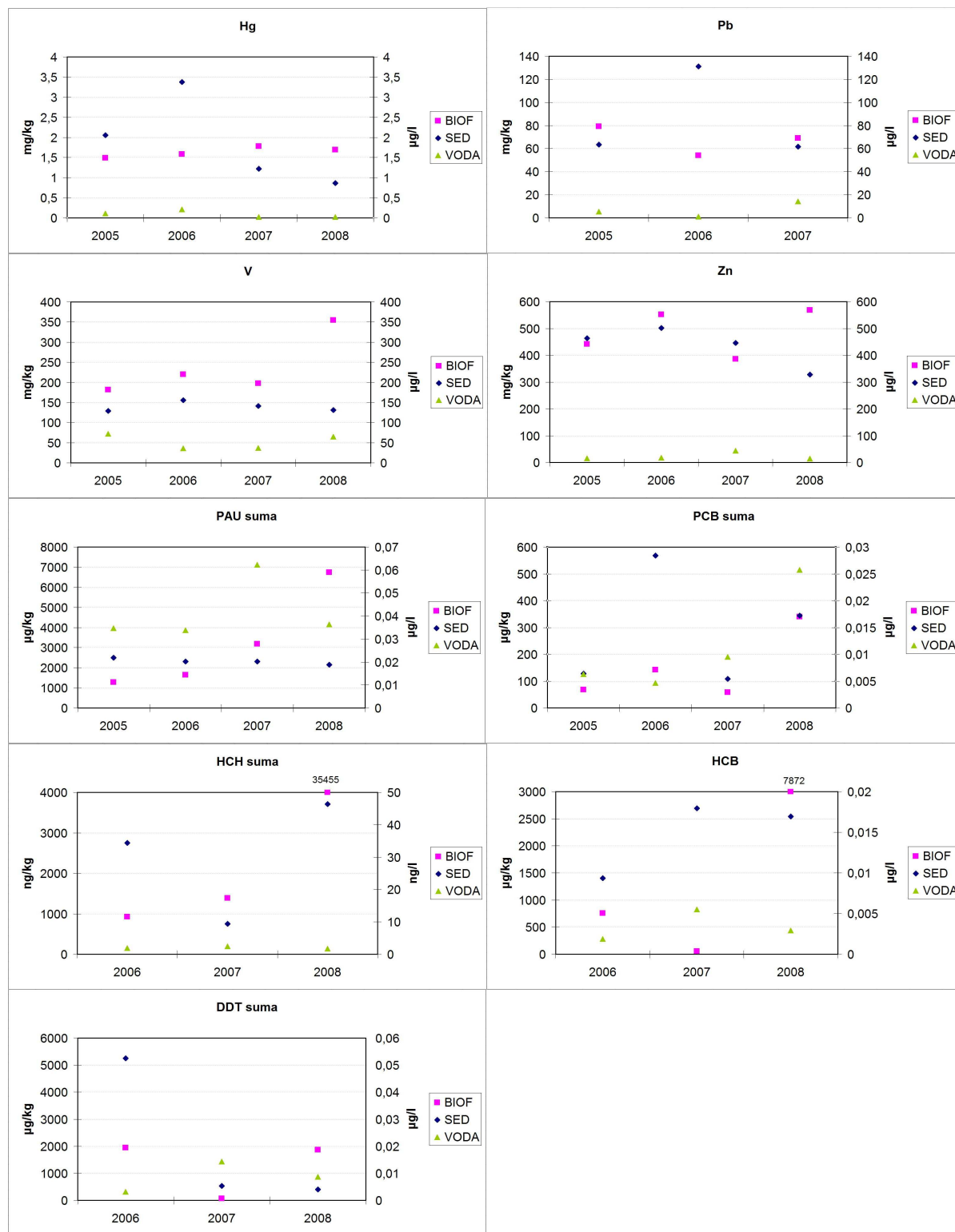
Celý vývoj znečištění povrchové vody toku lze na základě porovnání koncentrací hodnotit jako příznivý, kdy postupně dochází ke snižování koncentrací. Podobný klesající trend znečištění vody byl popsán i pro tok Labe a ostatní antropogenně znečištěné řeky v post-komunistických zemích (Adams et al. 2001; Klemm et al. 2005). Již záhy po roce 1990 bylo pozorováno snížení zátěže rtuť v těchto tocích (Simon 1991). Na snížení koncentrací znečišťujících látek v tocích v bývalém Československu a východním Německu měl vliv pád komunistického režimu, následně poté bylo množství továren a průmyslových společností zavřeno nebo bylo výrazně redukováno, byly zavedeny přísnější mechanismy pro kontrolu výroby a byly zavedeny modernější technologie do výroby (Adams et al. 2001; Brüggmann 1995). Navíc na mnoha kontaminovaných lokalitách v těchto oblastech se začaly prosazovat snahy o vyčištění a sanaci těchto území (Brüggmann 1995).

## 5.2 Biofilmy a sedimenty

### 5.2.1 Sledování v letech 2005 – 2008

Hodnoty koncentrací sledovaných látek ve vzorcích biofilmů a sedimentů, které byly odebírány na odběrových profilech v letech 2005 až 2008, byly porovnány s koncentracemi sledovaných látek ve vzorcích povrchové vody. Aby bylo možné porovnat mezi sebou hodnoty kontaminace vody a pevných matric, byl zvolen předpoklad, že jeden litr vody váží jeden kilogram. Ačkoliv u koncentrací znečišťujících látek v povrchové vodě lze pozorovat snížení zátěže, vyhodnocení výsledků z pevných matric poukázalo na stálou zátěž toku. V povrchové vodě byly často detekovány velmi nízké koncentrace sledovaných látek, jejich koncentrace v pevných matricích se však ukázaly být v důsledku kumulace těchto látek rozdílné, resp. mnohem vyšší. Výsledně bylo zjištěno, že koncentrace sledovaných látek v pevných matricích byly o 3 až 6 řádů vyšší než v povrchové vodě, přičemž největší schopnost akumulace byla zjištěna u specifických organických látek (HCB, suma DDT), kde byly rozdíly mezi pevnými matricemi a povrchovou vodou až o 6 řádů vyšší (Obr. 18). Podobných výsledků bylo dosaženo v rámci celorepublikového akumulčního monitoringu, který provádí Český hydrometeorologický ústav, kdy nejlepší schopnost akumulace v biofilmu byla zjištěna pro HCB, Cd a Pb, dále pro p,p' DDT a Hg (Leontovychová 2003). Z výsledků lze vyčíst odlišné průběhy koncentrací u některých sledovaných látek v různých matricích: u některých kovů, např. As, Hg, V, Zn lze rozlišit rozdílné úrovně koncentrací v různých matricích (zejm. povrchové vodě a pevných matricích), u specifických organických látek (např. PAU, HCH, HCB, DDT) dochází často k velmi výrazným maximálním výkyvům koncentrací.





**Obr. 18** Porovnání koncentrací kovů a specifických organických látek měřených v povrchové vodě a pevných maticích. (Pozn.: u koncentrace sumy DDT ve vodě byla hodnota spočtena jako suma všech izomerů a metabolitů (nikoliv pouze vybraných, jak uvádí Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.), aby postup výpočtu odpovídal postupu pro určení hodnoty sumy DDT v pevných maticích.)

Oproti výsledkům sledování kontaminace povrchové vody nebyly při vyhodnocení sledování koncentrací látek v pevných matricích zcela jednoznačně pozorovatelné rozdíly mezi jednotlivými odběrovými lokalitami. Významné rozdíly mezi lokalitami byly zjištěny pro Cd, Hg, V, Zn, HCB a sumu DDT ve vzorcích biofilmů a pro As, Cd, Hg, V, Zn a HCB ve vzorcích sedimentu (Tabulka 7, Tabulka 8). I pro tyto matrice se jako nejzátíženější oblast toku jevila jeho dolní část, zejména okolí profilů B3 a B4. Pro kadmium byl však pozorován opačný trend vývoje znečištění, koncentrace klesala od profilu B1 k profilu B4, což je pravděpodobně ovlivněno přirozenými zdroji tohoto kovu v oblastech podhůří Krušných hor (Veselý 1994). Rozkolísanost některých výsledků měření byla způsobena výkyvy maximálních koncentrací při jednotlivých měřeních (např. V – v profilu B3, HCB - v profilu B4, suma DDT – v profilu B4, suma PCB – v profilu B3). Primární data ze sledování koncentrací znečišťujících látek v pevných matricích jsou uvedena v příloze č. 4 (Tabulka P4 - 1 až Tabulka P4 - 66).

**Tabulka 7** Průměrné koncentrace sledovaných kovů (mg/kg sušiny) v pevných matricích („BIOF“ – biofilm, „SED“ – sediment) v podélném profilu toku (hodnocené období 2005 – 2008). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“.

Profil / kov (mg/kg)		As	Cd*	Hg*	Pb	V*	Zn*
<b>BIOF</b>	B1	65,47/22,20/7	<b>8,12/2,26/7</b>	0,16/0,12/7	60,11/21,86/7	46,53/12,49/7	<b>508,14/140,19/7</b>
	B2	68,98/5,49/8	2,40/1,13/8	0,25/0,09/8	59,71/7,32/8	82,78/6,26/8	358,25/29,48/8
	B3	67,21/33,52/8	0,87/0,65/8	0,86/0,40/8	46,33/17,79/8	<b>480,88/304,53/8</b>	330,75/49,01/8
	B4	82,53/87,62/8	1,23/0,83/8	<b>1,63/0,26/8</b>	73,03/24,38/8	238,38/103,16/8	486,75/96,12/8
Profil / kov (mg/kg)		As*	Cd*	Hg*	Pb	V*	Zn*
<b>SED</b>	B1	39,78/8,12/8	<b>3,98/2,01/8</b>	0,14/0,07/8	98,83/119,53/8	45,71/7,20/8	302,50/96,95/8
	B2	76,34/27,51/8	2,85/0,87/8	0,30/0,19/8	64,40/8,84/8	93,50/10,48/8	359,38/25,58/8
	B3	<b>81,01/46,19/8</b>	2,29/1,01/8	1,27/0,54/8	54,46/10,79/8	<b>666,13/460,20/8</b>	<b>551,25/177,0/8</b>
	B4	46,75/12,60/8	1,36/1,05/8	<b>1,88/1,11/8</b>	81,78/ 43,61/8	139,40/36,14/8	434,50/110,31/8

Vysvětlivky:

- \* značí významné rozdíly mezi jednotlivými odběrovými lokalitami (ANOVA,  $p < 0,05$ )
- „**Tučně**“ jsou označeny jsou označeny odběrové profily s nejvyšší koncentrací sledovaných látek.

Jak bylo zmíněno výše, průměrné koncentrace sumy DDT v sedimentu byly ovlivněny jednorázovým maximem (odběr XII-06; suma DDT > 9000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). V důsledku tohoto maxima nebyly u tohoto ukazatele prokázány významné rozdíly koncentrací mezi jednotlivými lokalitami. Pokud však toto maximum vynecháme, rozdíly mezi lokalitami již budou statisticky významné s tím, že profil B4 bude profilem s největší zátěží (nově spočtená koncentrace sumy DDT = 522,54  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (směrodatná odchylka = 477,26), kdy  $n = 7$ ;  $P < 0,05$ ).

**Tabulka 8** Průměrné koncentrace specifických organických látek ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny; PAU:  $\text{mg}/\text{kg}$  sušiny) v pevných matricích („BIOF“ – biofilm, „SED“ – sediment) v podélném profilu toku (hodnocené období 2005 – 2008). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“.

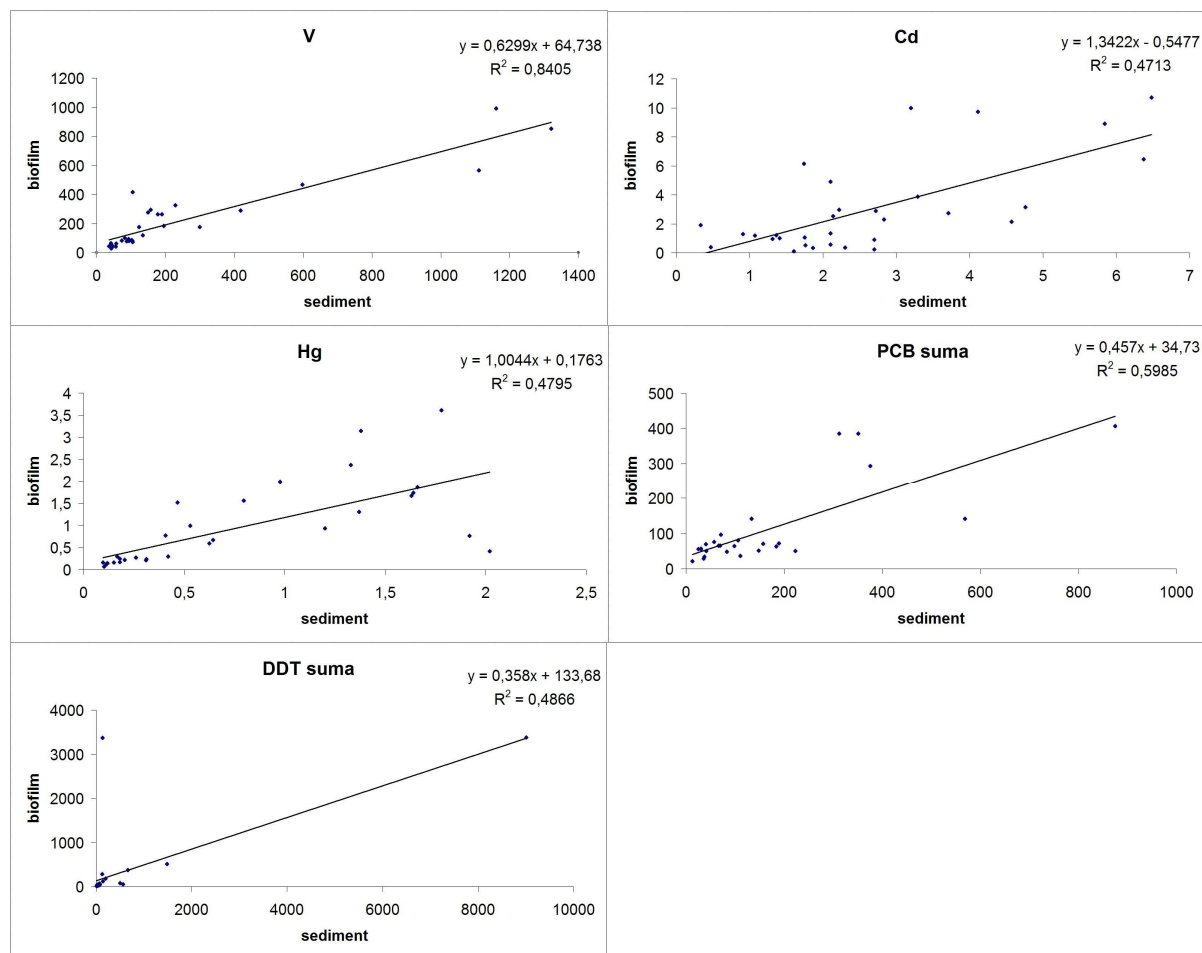
Profil / specif. org. látka ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ; PAU: $\text{mg}/\text{kg}$ )		PAU suma	PCB suma	HCH suma	HCB*	DDT suma*
<b>BIOF</b>	B1	3,54/5,49/7	48,92/17,59/6	7,83/11,76/7	21,19/18,20/7	20,27/5,52/7
	B2	0,89/0,19/8	67,83/35,61/7	5,60/4,35/8	25,38/22,32/8	38,41/18,69/8
	B3	2,47/4,45/8	160,40/161,89/7	4,30/4,41/8	51,36/83,66/8	38,36/34,42/8
	B4	3,21/3,87/8	153,38/133,65/7	10,83/17,03/8	<b>2295,50/5237,06/8</b>	<b>1027,02/1455,48/8</b>
Profil / specif. org. látka ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ; PAU: $\text{mg}/\text{kg}$ )		PAU suma	PCB suma	HCH suma	HCB*	DDT suma
<b>SED</b>	B1	2,09/1,41/8	30,0/8,99/7	0,86/0,62/8	6,39/4,62/8	14,87/5,85/8
	B2	1,17/0,24/8	106,43/74,62/7	4,78/3,90/8	35,50/81,04/8	44,84/23,04/8
	B3	1,76/0,56/8	254,81/289,43/7	3,33/3,81/8	18,15/17,15/8	44,43/44,10/8
	B4	2,32/0,77/8	247,05/181,97/7	2,19/1,25/8	<b>1914,38/1724,22/8</b>	1583,35/3032,78/8

Vysvětlivky:

- \* značí významné rozdíly mezi jednotlivými odběrovými lokalitami (ANOVA,  $p < 0,05$ )
- „**Tučně**“ jsou označeny jsou označeny odběrové profily s nejvyšší koncentrací sledovaných látek.

### 5.2.2 Vztahy mezi jednotlivými matricemi

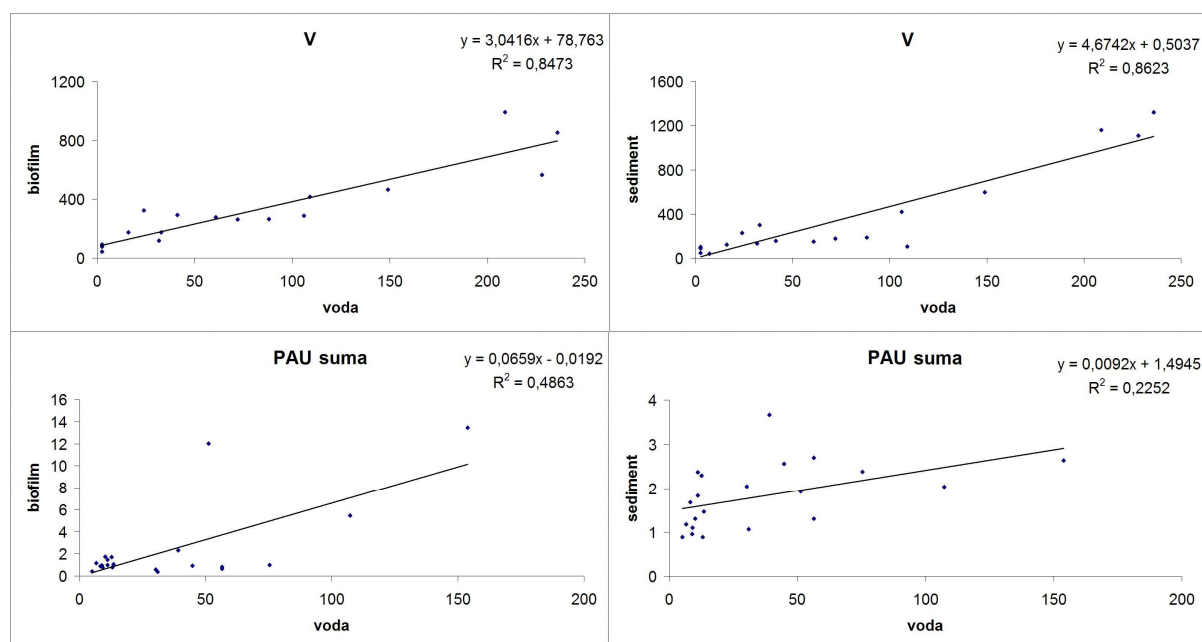
Ačkoliv je z výsledků sledování zřejmé, že koncentrace znečišťujících látek ve všech matricích (povrchová voda, biofilmy, sedimenty) se v průběhu sledování více či méně výrazně mění, mezi některými koncentracemi byly zjištěny vzájemné vztahy. Primárně byla hledána závislost mezi koncentracemi látek v pevných matricích. Lineární regresí byla prokázána závislost u koncentrací vanadu ( $R^2 = 0,84$ ) v biofilmech a sedimentech. Slabší závislost byla zjištěna u koncentrací kadmia ( $R^2 = 0,47$ ), rtuti ( $R^2 = 0,48$ ), sumy PCB ( $R^2 = 0,60$ ) a sumy DDT ( $R^2 = 0,49$ ) (Obr. 19). U ostatních sledovaných látek nebyl žádný vzájemný vztah prokázán (viz příloha č. 5, Obr. P5 - 1 a Obr. P5 - 2).



**Obr. 19** Závislost koncentrace V, Cd, Hg, sumy PCB a sumy DDT v biofilmu a sedimentu

Závislost mezi koncentracemi polutantů v pevných maticích a povrchové vodě byla zjištěna pouze pro vanad a to jak pro biofilm ( $R^2 = 0,85$ ), tak i pro sediment ( $R^2 = 0,86$ ). Slabší závislost byla zjištěna u koncentrace sumy PAU, ale pouze pro biofilm ( $R^2 = 0,49$ ), nebyla však prokázána závislost mezi koncentrací v povrchové vodě a sedimentem ( $R^2 = 0,23$ ) (Obr. 20). Neprokázání vzájemných závislostí mezi koncentracemi sledovaných látek v povrchové vodě a pevnými maticemi může být ovlivněno vyšší variabilitou koncentrací v povrchové vodě, kdy samotné vzorkování je zaměřeno pouze na okamžitý stav v toku, tj. jakékoliv změny mohou být vyvolány krátkodobými fluktuacemi v koncentraci polutantů nebo např. hydrologickými podmínkami. Naopak pevné matrice zachycují koncentrace, které jsou v maticích dosaženy v delším časovém horizontu. Neprokatelné závislosti u ostatních sledovaných látek jsou uvedeny v příloze č. 6 (viz Obr. P6 - 1 a Obr. P6 - 2).

Lze tedy konstatovat, že koncentrace sledovaných látek v obou pevných maticích vykazují určitou vzájemnou závislost oproti koncentracím ve vodě a pevných maticích. U koncentrací vanadu byly zjištěny vzájemné závislosti mezi všemi maticemi.



**Obr. 20** Závislost koncentrace V a sumy PAU pevných matricích (biofilmu a sedimentu) a povrchové vodě

Obecně vede zjišťování vzájemných závislostí mezi koncentracemi látek v různých matricích ke snaze poznat distribuci polutantů v jednotlivých částech ekosystému, získat informace o konečných oblastech akumulace látek a o jejich pohybu říčním ekosystémem a samozřejmě také potravním řetězcem organismů vyskytujících se v tomto ekosystému. Kromě korelací mezi koncentracemi látek v povrchové vodě a pevných matricích a také mezi oběma pevnými matricemi navzájem, které jsou v rámci studií často popisovány (např. Farag et al. 2007; Baudo et al. 1990; Ivorra et al. 1999; Behra et al. 2002; Holding et al. 2003; Farag et al. 1998), se v souvislosti s říčním ekosystémem uvádějí vztahy mezi koncentracemi látek v koloidech a biofilmech (Farag et al. 2007), sedimentu a biotě (Farag et al. 2007; Baudo et al. 1990; Farag et al. 1998), biofilmu a biotě (Durrieu et al. 2005, Farag et al. 1998) a také vodě a biotě (Farag et al. 2007; Farag et al. 1998).

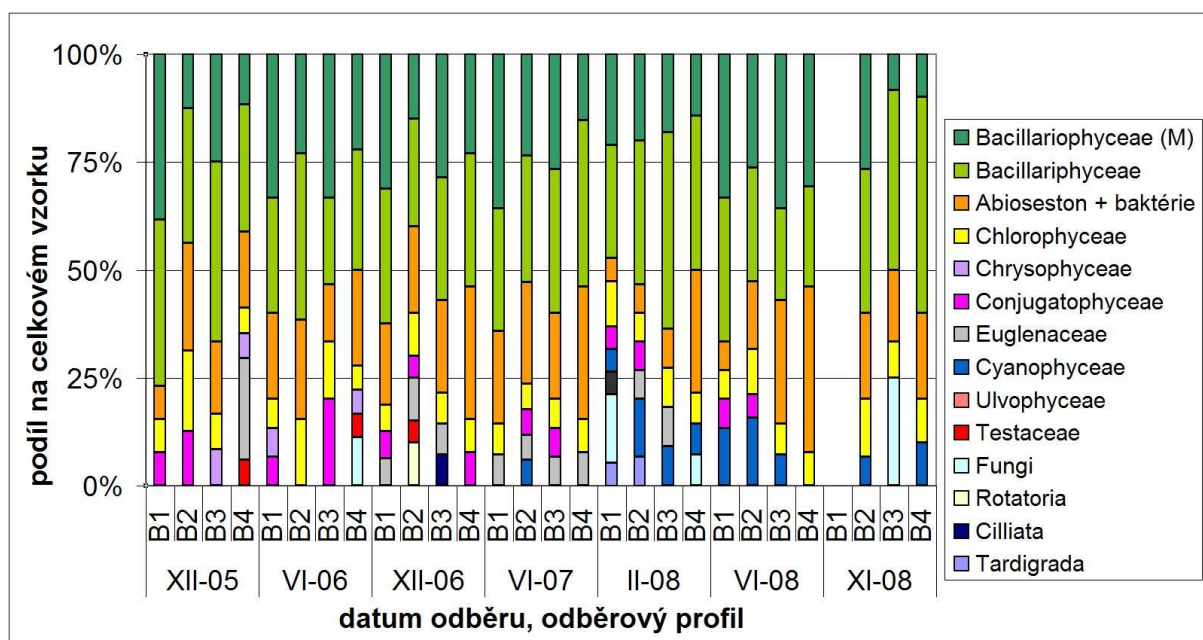
### 5.2.3 Charakteristika biofilmů

Vzorky biofilmů odebrané pro analyzování jejich kontaminace vybranými polutanty byly zároveň podrobeny mikroskopickému souhrnnému zhodnocení jejich složení. U každého vzorku byly označeny dominantní skupiny organismů, každé skupině byla přidělena hodnota na odhadové stupnici četnosti (stupnice 1 – 5, kdy hodnota 5 značí největší četnost) ve vzorku dle biomasy daných organismů spadajících do určité skupiny. Hodnoty dle odhadové stupnice četnosti podle biomasy byly přiřazeny také hlavním druhům vyskytujícím se v každém vzorku – viz Tabulka P7 - 1 až Tabulka P7 - 7 v příloze č. 7).

Hlavní podíl v odebraných vzorcích biofilmů tvořily rozsivky (*Bacillariophyceae*). Rozsivky byly dominantními organismy dvěma možnými způsoby. Prvním byla dominance vláknité rozsivky *Melosira varians* (Obr. 22). Tato rozsivka je velmi nápadná svou biomasou, navíc její výskyt ve vláknitých koloniích tuto vlastnost ještě zvyšuje. Třebaže nebyla v některých vzorcích početně dominantním druhem, její biomasa jí umožnila, aby byla hlavní součástí biofilmů. Druhým způsobem, který se objevoval ve vzorcích byla natolik početní dominance drobných penátních rozsivek, zejména rodu *Navicula* (Obr. 22), že docházelo k jejich dominanci, třebaže se jedná o druhy biomasou ne příliš výrazné. Nicméně, ať už se jednalo o dominanci jakýchkoliv druhů rozsivek, důležitá byla jejich nadpoloviční převaha u téměř všech vzorků biofilmů (Obr. 21,



Obr. 21). Druhou dominantní skupinu tvořil podíl abiosestonu v kombinaci s bakteriemi, které často částečky abiosestonu obalují. Dalšími organismy, které byly zjištěny v biofilmu byly drobné zelené řasy (*Chlorophyceae*), druhy spájivých (*Conjugatophyceae*) a zlatých řas (*Chrysophyceae*), krásnoočka (*Euglenophyceae*), místy se objevovala početná vlákna pučících hub (*Fungi*). Druhově nejbohatší společenstva se vyskytovala zejména na prvním profilu B1 na Březenci, druhově chudší vzorky byly často zjištěny v závěrném profilu B4 v Ústí nad Labem (tento profil byl často problematickým místem pro odběr i z hlediska dostatku materiálu). Ve všech vzorcích se pravidelně vyskytovaly dva rody rozsivek a to rod *Melosira* a rod *Navicula*. Jako minoritní podíl se ve všech vzorcích objevovaly drobné zelené řasy, zejména rod *Desmodesmus*.

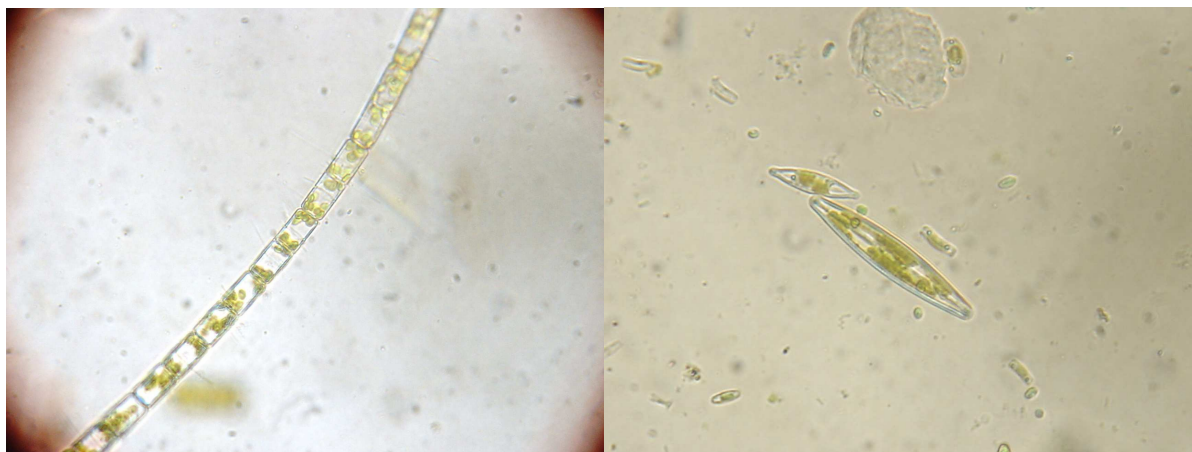


Pozn.: „Bacillariophyceae (M)“ značí podíl rozsivky druhu *Melosira varians*.

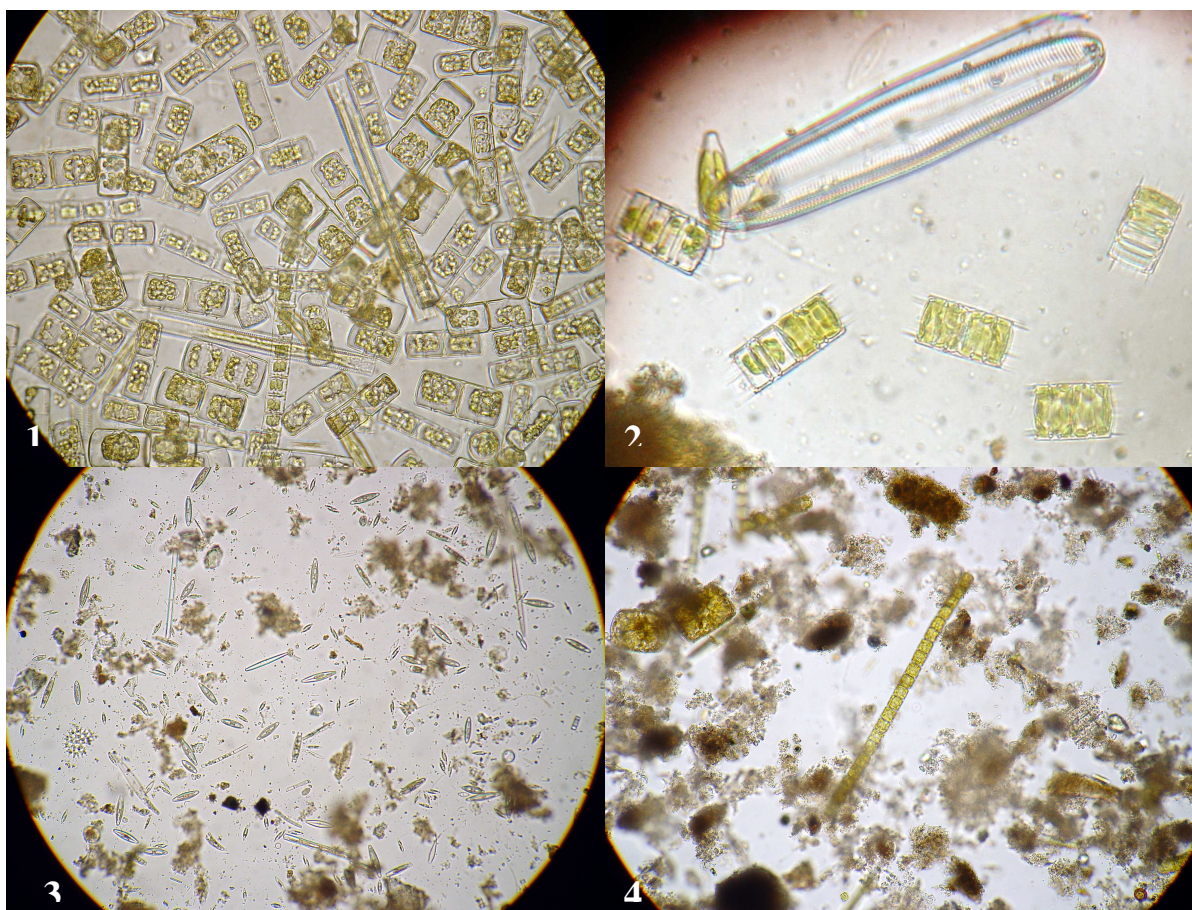
**Obr. 21** Taxonomická charakteristika jednotlivých vzorků biofilmů.

Dle dosažených výsledků lze konstatovat, že vzorky biofilmu byly složeny zejména z rozsivek a abiosestonu, jež tvořili většinový podíl každého vzorku. Na základě tohoto zjištění lze konstatovat, že zjištěné koncentrace sledovaných látek v biofilmu odrážejí stav toku a nejsou ovlivněny kvalitativním složením biofilmu.

Je třeba podotknout, že tyto výsledky byly preliminárně ovlivněny už samotným subjektivním výběrem vzorků při jejich odběru v toku. Při odběru byly preferovány biofilmy rosolovité struktury s hnědým zbarvením.



Obr. 22 Rozsivky *Melosira varians* a *Navicula* sp. (foto autorka)



Obr. 23 Typické složení biofilmu v jednotlivých profilech: 1 – profil B1 (Březanec), 2 – profil B2 (nad Hutním potokem), 3 – profil B3 (Želenice), 4 – profil B4 (Ústí nad Labem) (foto autorka)

#### 5.2.4 Zhodnocení vybraných sledovaných látek pomocí klasifikace zatížení sedimentů

Koncentrace několika sledovaných látek v sedimentech byly porovnány s klasifikací sedimentů vytvořenou pro hodnocení sedimentů Labe v rámci projektu ARGE-Elbe (Bergemann & Gaumert 2006). Klasifikace je založena na sedmi třídách. Každá třída je určena rozmezím hodnot

koncentrací daných látek v sedimentu. Klasifikace je vytvořena pro pět těžkých kovů (As, Cd, Hg, Pb, Zn) a čtyři specifické organické látky (suma HCH, HCB, suma PCB, suma DDT) (Tabulka 9).

Získané výsledky koncentrací polutantů v sedimentech byly porovnány s touto klasifikací. Byla porovnána vždy jednotlivá měření, aby se na výsledcích odrazily tendence, které lze u některých průběhů kontaminací sedimentů vyzorovat.

**Tabulka 9** Klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (dle Bergemann & Gaumert 2006)

Ukazatel	Jednotka	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
As	mg/kg	<10	<20	<40	<80	<160	<320	>320
Cd	mg/kg	<0,3	<0,6	<1,2	<2,4	<4,8	<9,6	>9,6
Hg	mg/kg	<0,2	<0,4	<0,8	<1,6	<3,2	<6,4	>6,4
Pb	mg/kg	<25	<50	<100	<200	<400	<800	>800
Zn	mg/kg	<100	<200	<400	<800	<1600	<3200	>3200
HCH suma	µg/kg	n.n.	<5	<10	<20	<50	<100	>100
HCB	µg/kg	n.n.	<20	<40	<100	<200	<400	>400
PCB suma	µg/kg	n.n.	<2	<5	<10	<25	<50	>50
DDT suma	µg/kg	n.n.	<20	<40	<100	<200	<400	>400

Koncentrace kovů, arzenu, kadmia, olova a zinku v sedimentu nevykazovaly žádné významné trendy v průběhu znečištění v podélném profilu toku. U všech těchto kovů se koncentrace vesměs pohybovaly na úrovni II. až III. třídy (Obr. 24, Obr. 25; podrobněji viz Tabulka P4 - 7, Tabulka P4 - 8, Tabulka P4 - 10, Tabulka P4 - 12 v příloze č. 4). U koncentrací kadmia byl při některých měřeních pozorován pokles koncentrace od profilu B1 (koncentrace až na úrovni III.-IV. třídy) do profilu B4 (koncentrace na úrovni II. až III. třídy), přičemž většina koncentrací ostatních sledovaných látek měla naopak směrem k závěrnému profilu B4 zvyšující se tendenci. U koncentrace rtuti v sedimentu je vidět nárůst koncentrace v dolní části toku, tj. na profilech B3 a B4 (Obr. 26; podrobněji viz Tabulka P4 - 9).

	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI		VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI
As	05	05	06	06	07	08	08	08	Cd	05	05	06	06	07	08	08	08
B1									B1								
B2									B2								
B3									B3								
B4									B4								

**Obr. 24** Schematické vyjádření koncentrací arzenu a kadmia v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)



Pb	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI	Zn	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI
	05	05	06	06	07	08	08	08		05	05	06	06	07	08	08	08
B1	Dark Green	Dark Green	Light Blue	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Yellow	B1	Dark Green	Dark Green	Light Blue	Light Green	Dark Green	Light Green	Dark Green	Light Blue
B2	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	B2	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Light Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green
B3	Dark Green	Dark Green	Light Blue	Dark Green	Dark Green	Light Blue	Dark Green	Dark Green	B3	Light Green	Light Green	Dark Green	Yellow	Light Green	Light Green	Light Green	Light Green
B4	Dark Green	Dark Green	Light Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	B4	Light Green	Light Green	Dark Green	Light Green	Light Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green

**Obr. 25** Schematické vyjádření koncentrací olova a zinku v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Hg	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI
	05	05	06	06	07	08	08	08
B1	Light Blue	Dark Blue	Dark Blue	Dark Blue	Dark Blue	Dark Blue	Dark Blue	Dark Blue
B2	Dark Green	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
B3	Yellow	Yellow	Dark Green	Light Green	Dark Green	Light Green	Light Green	Light Green
B4	Yellow	Yellow	Yellow	Orange	Yellow	Dark Green	Light Green	Dark Green

**Obr. 26** Schematické vyjádření koncentrací rtuti v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Koncentrace sledovaných specifických organických látek korespondují se zdroji znečištění v okolí toku, což je nejlépe vidět u koncentrací HCB a sumy DDT (Obr. 27; podrobněji viz Tabulka P4 - 59, Tabulka P4 - 66), které se skokově zvyšují v profilu B4, v jehož okolí se vyskytuje oblast s chemickým průmyslem. U koncentrace HCB je tento nárůst velmi výrazný i vzhledem k tomu, že vzorky odebrané na zbývajících částech toku vykazovaly koncentrace HCB pouze na úrovni I.-II. třídy a při zvýšení se koncentrace pohybovaly až na úrovni nejvyšší, tj. IV. třídy. U posledního měření (XI-08), kdy je vidět vyšší zátěž toku i na profilech, které jindy nevykazovaly významné znečištění, mohlo dojít ke zvýšení koncentrace látky v povrchové vodě či uvolnění staré zátěže. Koncentrace sumy HCH v sedimentu nebyly v celém podélném profilu toku nijak významně vysoké (Obr. 28; podrobněji viz Tabulka P4 - 58). Naproti tomu koncentrace sumy PCB byly velmi vysoké téměř v celém profilu toku. Nižší koncentrace byly zaznamenány pouze v profilu B1, ale i ty se pohybovaly na úrovni III-IV. třídy (Obr. 28; podrobněji viz Tabulka P4 - 53).

HCB	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI	DDT suma	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI
	05	05	06	06	07	08	08	08		05	05	06	06	07	08	08	08
B1	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	B1	Light Blue	Light Blue	Dark Green	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
B2	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Orange	B2	Dark Green	Light Green	Light Green	Dark Green	Light Blue	Light Green	Light Green	Light Green
B3	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Green	B3	Dark Green	Light Green	Dark Green	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Green	Yellow
B4	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Orange	B4	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow

**Obr. 27** Schematické vyjádření koncentrací HCB a sumy DDT v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

PCB suma	VI	XII	XII	VI	II	VI	XI	HCH suma	VI	XII	VI	XII	VI	II	VI	XI
	05	05	06	07	08	08	08		05	05	06	06	07	08	08	08
<b>B1</b>	Yellow	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	<b>B1</b>	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
<b>B2</b>	Orange	Orange	Red	Red	Red	Red	Red	<b>B2</b>	Light Blue	Green	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Green	Light Blue	Light Green
<b>B3</b>	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	<b>B3</b>	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Green	Light Green
<b>B4</b>	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	<b>B4</b>	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue

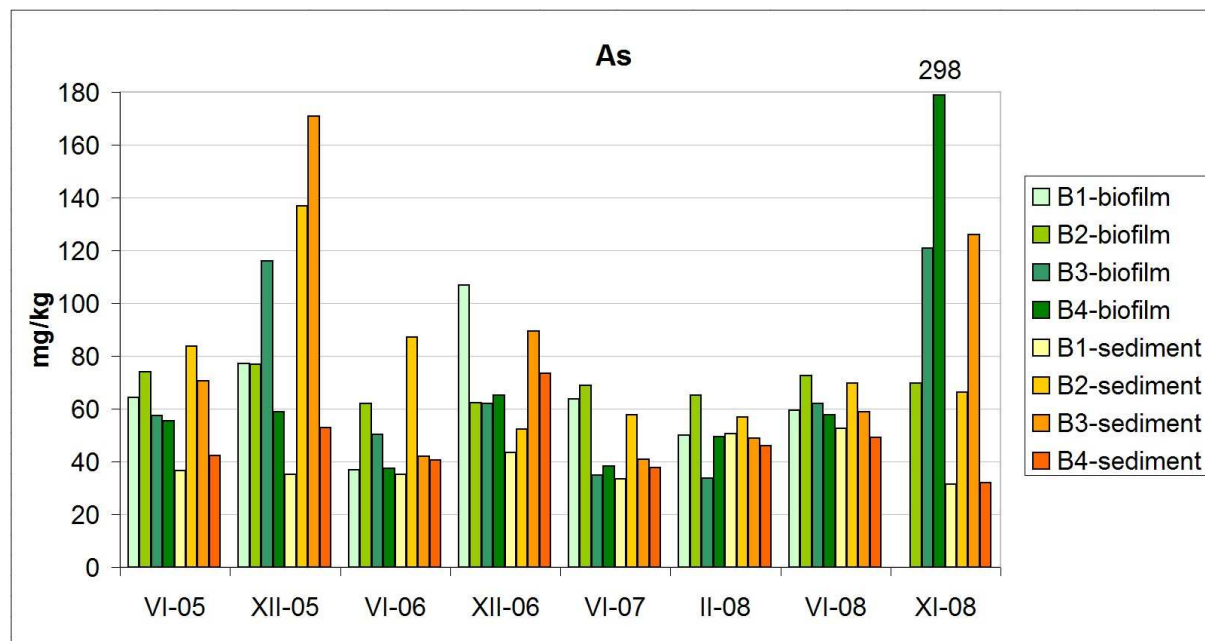
**Obr. 28** Schematické vyjádření koncentrací sumy PCB a HCH v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

### 5.3 Individuální aspekty znečištění jednotlivými sledovanými ukazateli

Dílní podkapitoly shrnují výsledky sledování jednotlivých polutantů ve všech maticích, porovnávají výsledky s údaji známými z literatury a uvádějí možné zdroje znečištění.

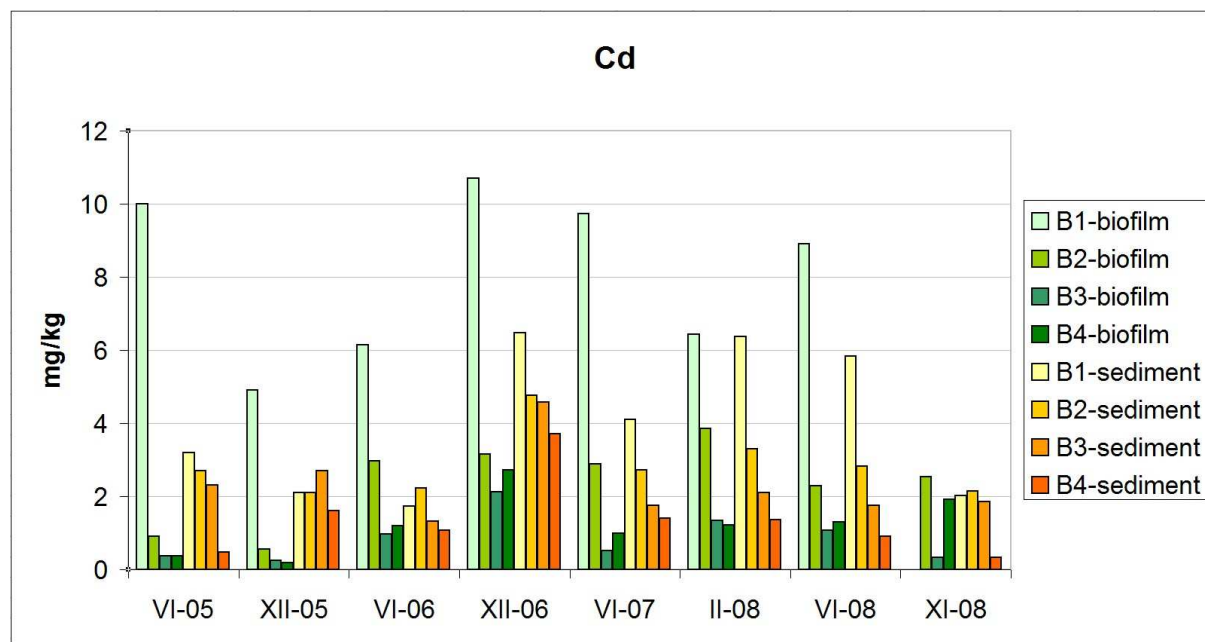
#### 5.3.1 Arzen, kadmium, olovo, zinek

U koncentrací arzenu, kadmia, olova a zinku v biofilmech a sedimentech nebyly pozorovány žádné výrazné tendence v podélném profilu toku. Kromě kadmia stoupá kontaminace těmito kovy většinou v dolní části toku (profily B3 a B4) (Obr. 29, Obr. 31, Obr. 32). U koncentrací kadmia byl pozorován opačný trend, kdy vyšší koncentrace byly zaznamenány na horním toku, tj. v profilu B1 (Obr. 30), což může být ovlivněno přirozenými zdroji tohoto kovu v oblastech podhůří Krušných hor (Veselý 1994). Kontaminace pevných matic těmito kovy může být ovlivněna následujícími zdroji v povodí: spalování fosilních paliv (As, Cd, Zn), spalování odpadů (Cd, Pb), hutnictví a rudný průmysl (As), metalurgický průmysl (As, Pb), výluhy elektrárenských popílků (As), aplikace pesticidů (As, Cd) hnojiv (Zn), aplikace čistírenských kal (Cd, Pb), chemický průmysl (Cd, Pb, Zn), špatně zabezpečené skládky odpadů (As) (zdroj: Internet 14, 15) (viz Obr. 42). Mezi zdroje znečištění některými kovy lze na základě zhodnocení jejich koncentrací v povrchové vodě označit i některé přítoky. U arzenu se jedná o „Bílý potok-roura“, který je odtokem z areálu chemického závodu v Záluží u Litvínova do Bíliny (koncentrace As ve vodě na úrovni V. třídy jakosti vod dle ČSN 75 72221 – viz Tabulka P8 - 1), Mračný potok (koncentrace As na úrovni IV. třídy jakosti – viz Tabulka P8 - 1) a Bystřice (koncentrace As na úrovni III. třídy jakosti – viz Tabulka P8 - 1). Bystřice je jedním ze zdrojů znečištění zinkem (koncentrace Zn ve vodě na úrovni III. třídy jakosti – viz Tabulka P8 - 2).



**Obr. 29** Průběh koncentrace arzenu (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

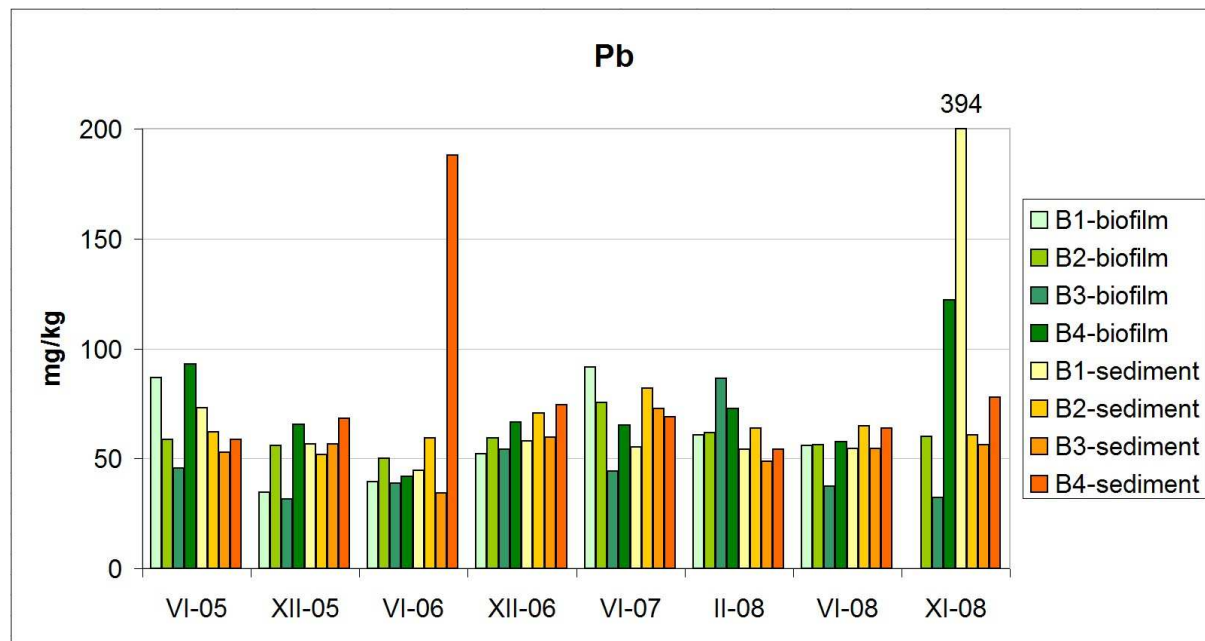
Kovy se vyznačují pro ekosystém nevhodnými vlastnostmi: As má značnou schopnost kumulovat se v sedimentech a může se zapojovat do potravního řetězce, Zn se naváže na částice jílu nebo prachu, ve vodním prostředí může být takto kumulováno organismy, Cd se hromadí v potravních řetězcích, Pb je toxické pro zooplankton a zoobentos, hromadí se v sedimentech, kalech, ale i v biomase živočichů (zdroj: Internet 14, 15). Koncentrace těchto kovů, které se pravidelně vyskytovaly v pevných maticích v toku Bíliny, nebylo možné vyhodnotit z hlediska konkrétních zdrojů znečištění v povodí toku. Koncentrace těchto kovů v celém podélném profilu toku kolísaly a nevykazovaly žádný trend.



**Obr. 30** Průběh koncentrace kadmia (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

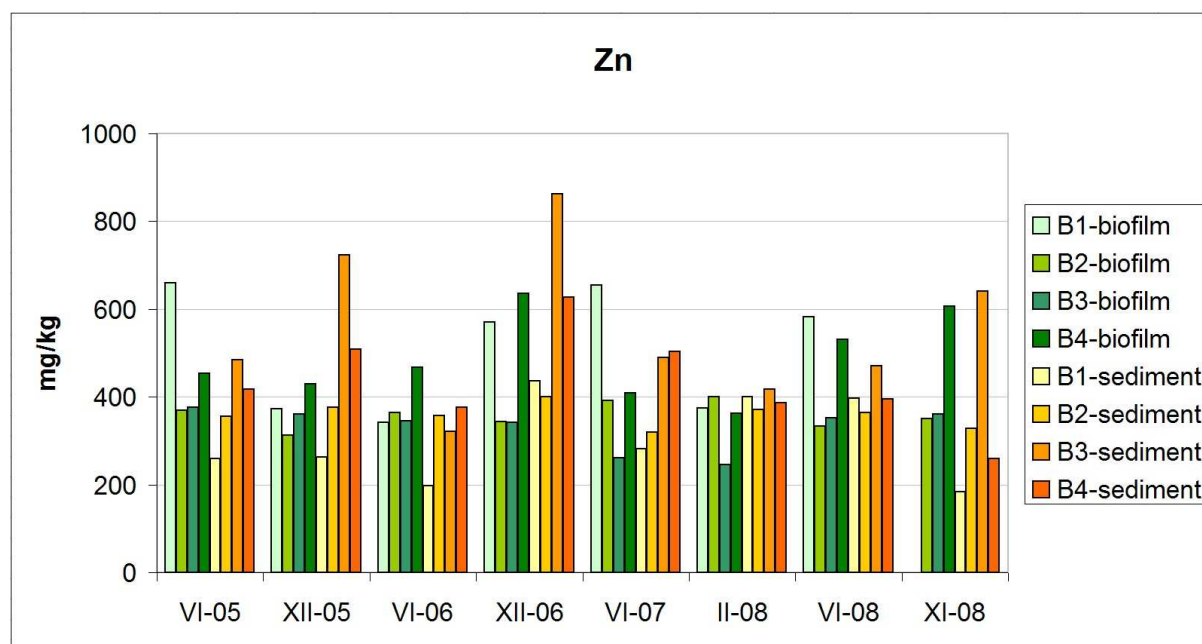


Aktuálně naměřené koncentrace v biofilmu odpovídaly koncentracím zjištěným v profilech Labe v rámci biomonitoringu v letech 1993 až 1999 (As: jednotky až desítky mg/kg v sušině, Cd: do 5 mg/kg sušiny, Pb: do 100 mg/kg sušiny) (Fuksa 2002). To však nelze považovat za potěšitelný výsledek vzhledem k předpokladu, že situace v 90. letech byla na obou zmíněných tocích pravděpodobně horší, než je tomu nyní (v antropogenně zatížených tocích v postkomunistických zemích je popsán klesající trend znečištění toků od 90. let (Adams et al. 2001; Klemm et al. 2005)), a Bílina při současných měřeních odpovídá situaci Labe v 90. letech. Rozdílné koncentrace byly pozorovány u kadmia v profilu B1. Aktuálně zjištěné koncentrace byly vyšší než koncentrace sledované v profilech Labe (Labe: do 5 mg/kg sušiny (Fuksa 2002), B1: 5 – 11 mg/kg sušiny).



**Obr. 31** Průběh koncentrace olova (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Koncentrace těchto kovů v sedimentu se dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE Elbe) pohybovaly na úrovni II. až III. třídy, což představuje významnou zátěž toku. U koncentrací kadmia byl pozorován onen opačný trend navýšování zátěže v profilu B1, kde koncentrace dosahovaly úrovně III.-IV. třídy, tj. druhé nejvyšší třídy. Koncentrace arzenu v sedimentech zjištěné na profilech toku Labe (koncentrace kolísá v rozmezí 7 - 86 mg/kg sušiny bez nějakého výrazného trendu) v letech 2000 a 2001 (Hypr a kol. 2002) odpovídaly aktuálně zjištěným koncentracím v sedimentech Bíliny v letech 2005 až 2008. Vzhledem k časovému posunu lze toto spíše hodnotit negativně, protože předpokladem je postupné snížení znečištění toku v čase (viz výše).



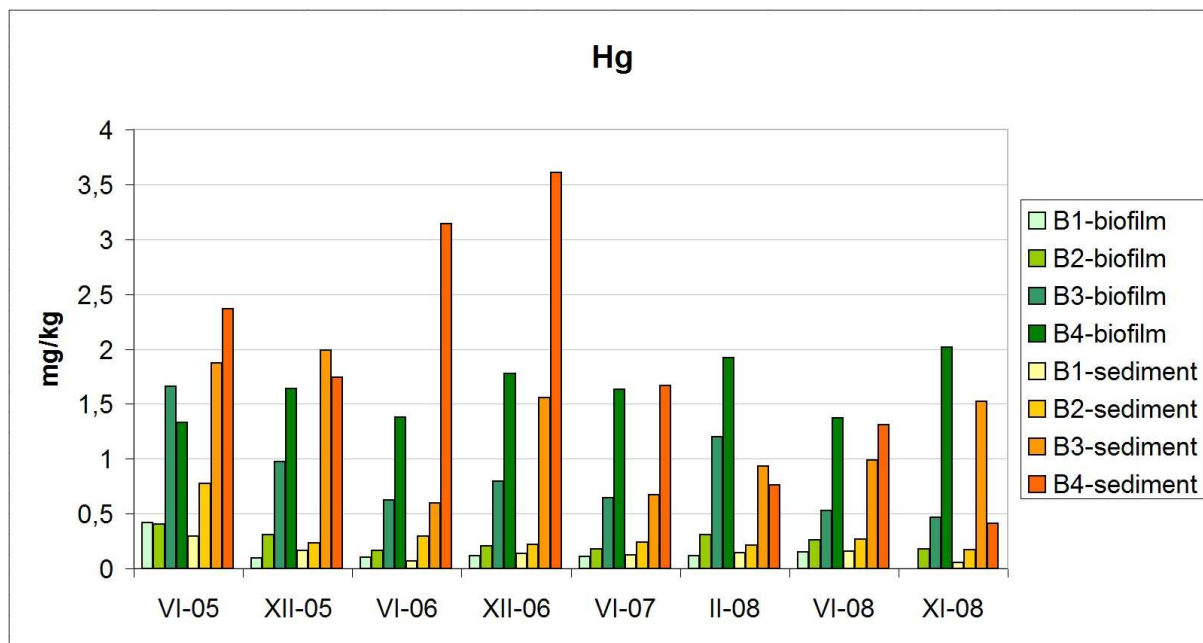
**Obr. 32** Průběh koncentrace zinku (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

V povodí řeky Bíliny bylo provedeno stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů pro kovy a metaloidy. Výsledky studie uvádějí, že nalezené koncentrace kovů nevykazovaly významnější odchylky od globálního standardu pro jemné říční sedimenty, z čehož plyne, že stávající koncentrace kovů v říčních sedimentech Bíliny je prakticky výlučně způsobena antropogenní činností (Lochovský 2008). Výsledky kontaminace sedimentů zjištěné v rámci sledování v letech 2005 – 2008 lze tedy považovat za kontaminace ovlivněné antropogenním znečištěním toku.

### 5.3.2 Rtuť

Znečištění toku Bíliny je ovlivněno antropogenními zdroji znečištění a také starými zátěžemi v povodí toku. V minulosti byl tok silně zatížen rtuť, v letech 1989 až 1996 byly zjištěny velmi vysoké koncentrace rtuti v sedimentech (max. hodnoty 27,9 a 13,46 mg/kg sušiny) (Borovec a kol. 1998). Ačkoliv zjištěné aktuální koncentrace rtuti v povrchové vodě se většinou pohybují pod mezí stanovitelnosti analytických metod (do roku 2007 0,1 µg/l; od roku 2007 je mezí stanovitelnosti 0,05 µg/l) s výjimkou ojedinělých výkyvů koncentrace, v pevných maticích je rtuť pravidelně detekována a to i ve výraznějším množství. Veselý (1994) uvádí, že přirozená koncentrace rtuti v sedimentech českých řek se pohybuje okolo 0,2 mg/kg. Tato koncentrace byla zjištěna v profilu B1 a částečně i profilu B2 na horním a středním toku Bíliny. Naopak koncentrace naměřené v sedimentech v profilu B3 (0,6 – 2,0 mg/kg) a zejména v profilu B4 (0,4 – 3,6 mg/kg sušiny) byly mnohem vyšší (Obr. 33). Koncentrace aktuálně zjištěné ve vzorcích sedimentu odpovídaly koncentracím zjištěným v sedimentech v profilech Labe v roce 1999 (do 5 mg/kg sušiny) (Fuksa 2002). Hodnoty koncentrací rtuti (do 2 mg/kg sušiny) v sedimentech toku Labe, které byly uvedeny jinou studií, která se zabývala výsledky měření z let 2000 a 2001 (Hypr a kol. 2002), odpovídají stávajícím zjištěným hodnotám na Bílině. Naopak maxima uvedená touto studií pro profil Ústí nad Labem – Bílina (15 – 35 mg/kg) (Hypr a kol. 2002) nebyla v průběhu sledování v letech 2005 až 2008 pozorována. Při zhodnocení výsledků kontaminace sedimentů rtuť dle klasifikace zatížení sedimentů je jasně viditelný nárůst koncentrace u profilů B3 a B4. Koncentrace rtuti v profilech B1 a B2 odpovídaly I. až I.-II. třídě, zatímco koncentrace ve zbývajících profilech odpovídaly II. až III. třídě (ojedinělé maximum až na úrovni III-IV. třídy). Vzhledem k relativnímu souladu hodnot zjištěných aktuálně na Bílině a na Labi v minulých letech nelze tento stav hodnotit jako pozitivní, protože je předpoklad, že stav znečištění toků se zejména

od 90. let zlepšuje (v antropogenně zatížených tocích v postkomunistických zemích je popsán klesající trend znečištění toků od 90. let (Adams et al. 2001; Klemm et al. 2005)) a dá se tedy předpokládat rozdíl v současných koncentracích obou toků. Bílina vykazuje zlepšení stavu znečištění povrchové vody (viz kapitola 5.1.2), ale kontaminace sedimentů rtuť je stále značná. Celorepubliková databáze jednotlivých znečišťujících látek uvádí pro rtuť detekovanou v sedimentech toků jako nejhůře postiženou lokalitu profil Bílina – Ústí nad Labem (zdroj: Internet 14). Na základě závěrů studie stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů pro kovy a metaloidy (Lochovský 2008), lze konstatovat, že zvýšená kontaminace sedimentů toku Bíliny pochází z antropogenních zdrojů.



**Obr. 33** Průběh koncentrace rtuť (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Koncentrace rtuť v biofilmech byly oproti koncentracím v sedimentu nižší (B3: 0,5 – 2,0 mg/kg sušiny, B4: 1,3 – 2,0 mg/kg sušiny) (Obr. 33), i když poslední výsledky z roku 2008 vykazovaly naopak koncentrace v biofilmech vyšší. Pravidelný monitoring, který provádí Český hydrometeorologický ústav, uvádí nejvyšší koncentrace rtuť v nárostech v rozmezí od 0,1 do 3,1 mg/kg (zdroj: Internet 14). Naměřené koncentrace v Bílině dosahují cca polovičních hodnot, ale i tak se jedná zejména v dolní části toku o stálou zátěž toku tímto kovem. Vzhledem ke zjištěné alespoň částečné závislosti mezi koncentracemi Hg v biofilmech sedimentech (viz kapitola 5.2.2), lze kontaminaci biofilmu Hg ve střední a dolní části toku hodnotit jako střední až vysokou a to na základě hodnocení klasifikace zatížení sedimentů (viz výše).

Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem rtuť je chemický průmysl, zejména elektrolytická výroba chloru, dále organické syntézy. Rtuť je obsažena v průmyslových odpadních vodách (Pitter 1999). Rtuť se může dostávat do prostředí z čistírenských kalů, spalováním fosilních paliv a odpadů a také používáním hnojiv a fungicidů s obsahem rtuť. Rtuť se akumuluje v sedimentech (na jejich povrchu je často akumulována na malých půdních částicích) a také se může hromadit v potravních řetězcích (zdroj: Internet 14, 15). V povodí Bíliny se nacházejí dva velké chemické závody. První se nachází v Záluží u Litvínova (Unipetrol RPA), cca 12 kilometrů nad profilem B3 a může se podílet na skokovém zvýšení koncentrace rtuť v profilu B3 (rtuť je používána jako katalyzátor reakcí). Několik částí závodu a také přilehlé skládky jsou označeny jako „kontaminovaná místa“ na mapě České republiky, kde jsou soustředěny velké zdroje znečištění a staré ekologické zátěže (zdroj: Internet 16) – viz Obr. 42. Druhým chemickým závodem je

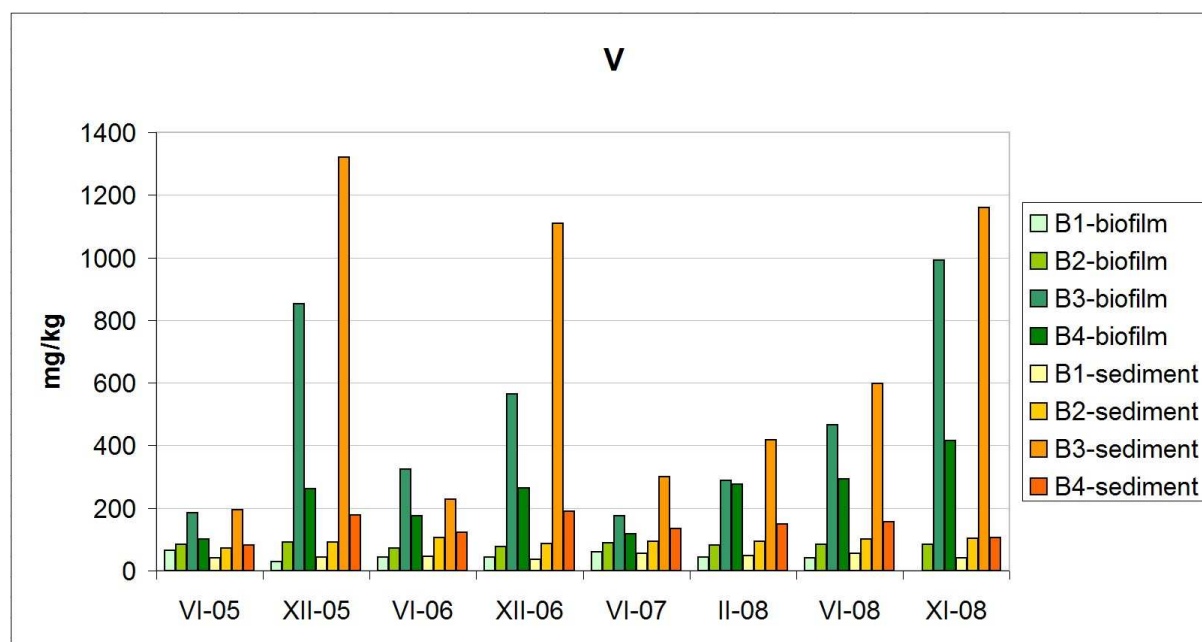
Spolchemie a.s. nacházející se v Ústí nad Labem. V závodě, který se nachází v blízkosti profilu B4, jsou vyráběny syntetické pryskyřice, anorganické chemikálie a organická barviva (zdroj: Internet 04). Tento podnik je označen jako zdroj znečištění rtuť v celorepublikovém popisu problematických míst v souvislosti ze znečištěním rtuť (zdroj: Internet 14) a také jako typická stará ekologická zátěž z důvodu lokalizace chemické výroby již od roku 1856 (zdroj: Internet 17, 16). Horninové prostředí je kontaminováno rtuť. Rtuť pochází z výroby chloru (který je dále využívaným materiálem při výrobě anorganických a organických chemikálií, např. epoxidových pryskyřic, kyseliny chlorovodíkové, perchlorethylenu atd.) amalgámovou elektrolýzou, z které odchází rtuť jako odpadní materiál. V roce 2003 byly předčištěné odpadní vody z areálu Spolchemie a.s. (tedy ty odpadní vody, které byly dříve vypouštěny rovnou do Bíliny) svedeny na městskou čistírnu odpadních vod v Nestěmicích (zdroj: Internet 19). Toto opatření přispělo ke zlepšení stavu znečištění povrchové vody v Bílině (viz kapitola 5.1.2). Od roku 2006 se Spolchemie a.s. zavázala plnit dobrovolnou dohodu s mezinárodní organizací Euchlor, jejíž náplní je snaha nadále nezvyšovat výrobu pomocí amalgámové elektrolýzy a snižovat emise rtuť (zdroj: Internet 18). Do budoucna (do roku 2013) je plánována výměna stávajícího amalgámového způsobu výroby louhů a chloru za membránovou elektrolýzu (zdroj: Internet 20, 21), čímž by mělo začít postupné dlouhodobé snižování koncentrace rtuť v povodí Bíliny.

### 5.3.3 Vanad

U koncentrací vanadu je zřejmý skokový nárůst koncentrace v profilu B3 a to nejenom v biofilmech a sedimentech, ale také v povrchové vodě. Ve vodě jsou tyto koncentrace natolik vysoké (Tabulka P2 - 5), že pravidelně překračují imisní limit (35  $\mu\text{g/l}$ ) dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Směrem k závěrnému profilu B4 koncentrace vanadu ve všech sledovaných matricích klesají. Vanad se může do prostředí dostávat z petrochemického, uhelného, energetického (popílký elektráren spalujících mazut) a zejména chemického průmyslu (zdroj: Internet 14; Pitter 1999) (viz Obr. 42). Vzhledem k lokalizaci maximálních koncentrací vanadu v toku jsou pravděpodobným zdrojem vanadu průmyslové odpadní vody z chemického závodu v Záluží u Litvínova (12 km nad profilem B3), kde je vanad pravděpodobně využíván jako průmyslový katalyzátor pro organické syntézy. Zvýšené koncentrace vanadu jsou do toku Bíliny (na úrovni 54. říčního kilometru) přinášeny jejím levostranným přítokem označeným jako „Bílý potok-roura“, což je část Bílého potoka protékající areálem chemického závodu v Záluží. Průměrné koncentrace vanadu v povrchové vodě tohoto toku se pohybují kolem 1452  $\mu\text{g/l}$  (Tabulka P8 - 2), což je 41x více, než povoluje imisní limit dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Žádný jiný přítok Bíliny nevykazuje koncentrace vyšší než udává imisní limit a to ani další části Bílého potoka, resp. Bílý potok 1 a Bílý potok 2, které protékají v okolí chemického závodu v Záluží.

Jak již bylo řečeno, v profilu B4 byly zjištěny vždy nižší koncentrace vanadu, u vzorků povrchové vody to byly cca poloviční koncentrace, u pevných matric docházelo někdy k více než polovičnímu snížení koncentrací. Snížení koncentrací je pravděpodobně způsobeno sedimentací a naředěním. Koncentrace vanadu v sedimentu zjištěné roce 1999 v profilech Labe (pod 100 mg/kg sušiny) (Fuksa 2002) odpovídaly koncentracím vanadu v sedimentech Bíliny na jejím horním a středním toku, tj. profilech B1 a B2. Aktuální koncentrace na profilech B3 a B4 (Obr. 34) byly 2 – 12x vyšší než koncentrace vanadu v Labi před deseti lety. Je tedy zřejmé, že aktuální znečištění toku Bíliny vanadem je zcela specifické a koncentrace tohoto znečištění do jedné oblasti toku způsobuje velmi významnou zátěž celého ekosystému.





**Obr. 34** Průběh koncentrace vanadu (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

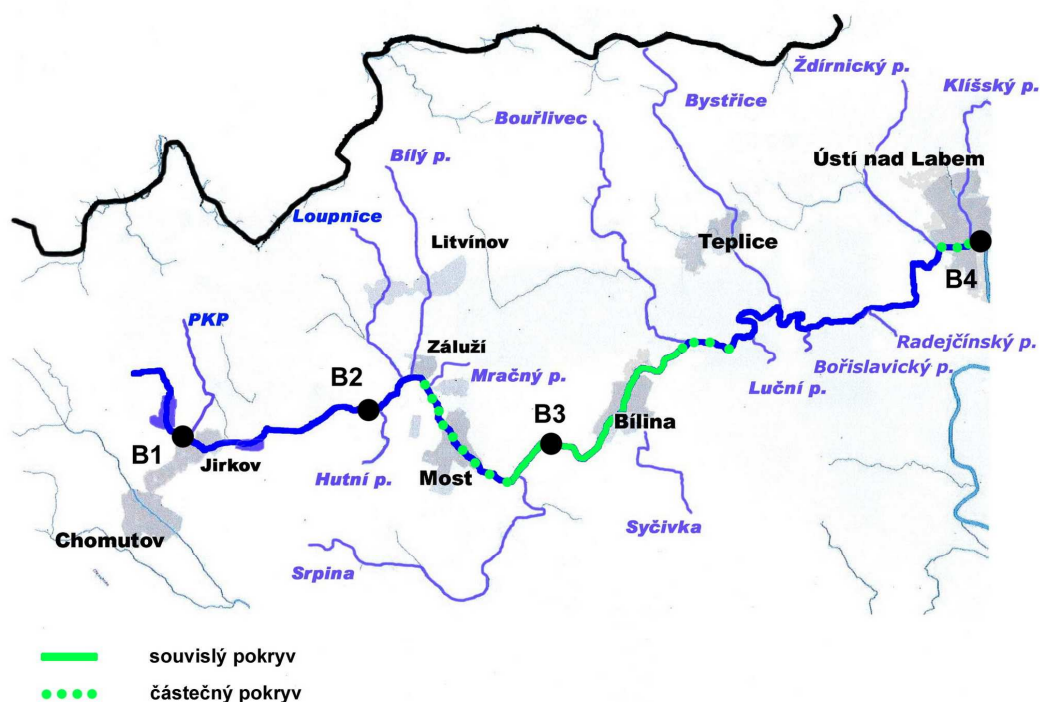
Toto zatížení bylo potvrzeno i obsahy vanadu v biofilmech, kdy koncentrace aktuálně zjištěné v profilech B1 a B2 odpovídaly koncentracím vanadu (max. do 100 mg/kg sušiny) v biofilmech Labe v roce 1999 (Fuksa 2002). Ale koncentrace vanadu v profilech B3 a B4 již byly mnohonásobně vyšší (Obr. 34) a překračovaly historické koncentrace z toku Labe 2 – 10x. Vanad je pro živé organismy sice stopovým prvkem, ale ve větších koncentracích má naopak toxické účinky (Pitter 1999).

Koncentrace vanadu v pevných matricích, biofilmech a sedimentech, vykazovaly sezónní fluktuace. Během léta, tedy vegetační sezóny, byly koncentrace významně nižší než v zimě. Tyto sezónní rozdíly byly nejvýrazněji pozorovány právě u koncentrací vanadu. Náznak podobného trendu lze vidět u koncentrací rtuti (profil B4: biofilmy, profil B3: sedimenty), arzeny (profil B3: pevné matrice) sumy PAU (profil B3: sedimenty) a HCB (profil B4: biofilmy), ale vzhledem k malému počtu dat, není zatím tento trend nijak prokazatelný. V průběhu terénního průzkumu prováděného při odběrech vzorků byly pozorovány sezónní změny v korytě toku, které byly dány do souvislosti se sezónní variabilitou dat. Variabilita koncentrací vanadu (a příp. i dalších polutantů) je pravděpodobně ovlivněna výskytem velkého množství biomasy vodních makrofyt v toku, které se podílí nejen na akumulaci polutantů do biomasy, ale také na filtraci a mechanickém zachycení těchto látek. Střední a dolní část toku Bíliny pravidelně zarůstá hustými a objemnými porosty rdestu hřebenitého (*Potamogeton pectinatus*). Koryto řeky je často zarostlé v celé šířce a více či méně souvislé porosty se táhnou v délce několika kilometrů. Rozšíření porostů rdestu, které pokrývají většinu koryta, je znázorněno na mapě – viz Obr. 36. Při provádění odběrů v toku bylo pozorováno, že tyto porosty splývají na hladině, ale často jsou natolik objemné, že volná zůstává pouze vrstva vody nade dnem. Bylo také pozorováno mechanické zachytávání plavenin, jemných sedimentů, organismů na tělech rostlin a také narůstání biofilmů na listech. U rdestu byla popsána schopnost akumulovat kovy (Demirezen a Aksoy 2004; Greger a Kautsky 1991; Peng et al. 2008) a organické látky (Vrochinskiy 1970; Vrochinskiy et al. 1970) z protékající okolní vody. Zvýšení koncentrací vanadu mimo vegetační sezónu je pravděpodobně způsobeno samotnou sníženou akumulací do biomasy danou menším výskytem rdestu, ale zejména rozkladem tlející biomasy porostů rdestu v toku a uvolněním akumulovaných polutantů do vody (Obr. 35).



**Obr. 35** Zarůstání toku Bíliny rdestem (*Potamogeton pectinatus*): 1 – tok Bíliny u nádraží v Bílině (příklad souvislého pokryvu), 2 – Želenice (profil B3) (příklad souvislého pokryvu), 3 – střední část toku v blízkosti ústí Mračného potoka (příklad částečného pokryvu), 4 – tlející biomasa rdestu v Želenicích, 5 + 6 – rdest hřebenitý (*Potamogeton pectinatus*) (foto autorka)





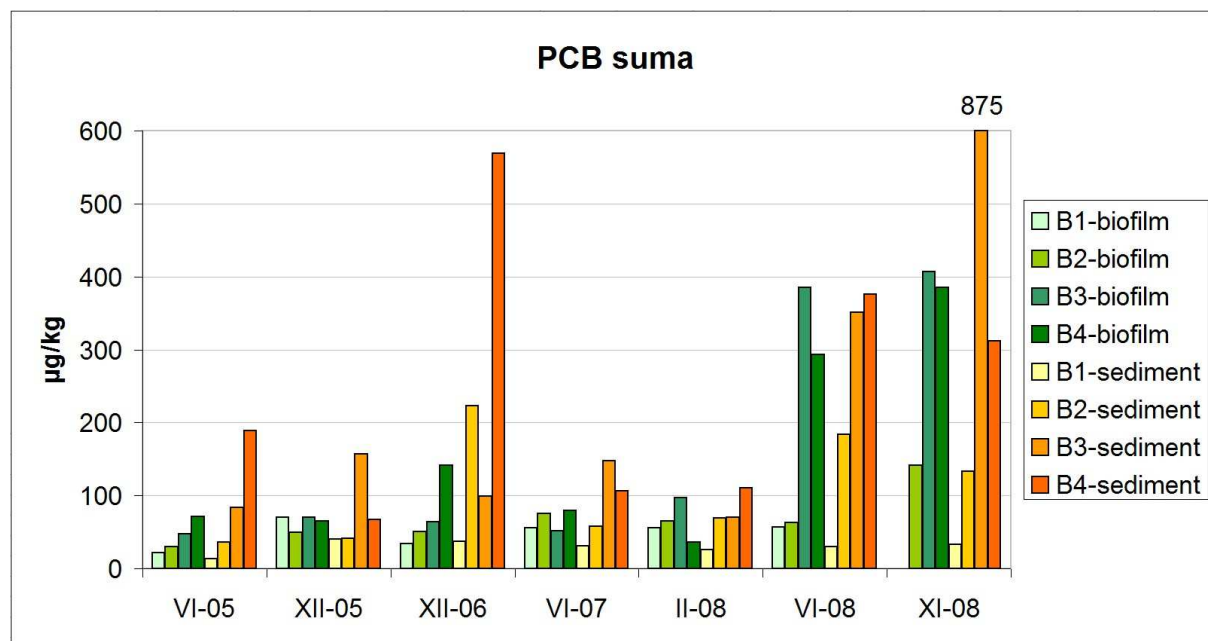
**Obr. 36** Mapa výskytu porostů makrofyt, zejména rdestu hřebenitého (*Potamogeton pectinatus*) v podélném profilu Bíliny

### 5.3.4 Suma PAU a PCB

Koncentrace specifických organických látek, sumy PAU a PCB nevykazovaly žádný výrazný trend v průběhu koncentrací v čase i v podélném profilu toku. U sumy PCB byly zjištěny vyšší koncentrace spíše v profilech B3 a B4 a to zejména u koncentrací těchto látek v sedimentech (Obr. 37). Nicméně veškeré koncentrace zjištěné v sedimentech byly velmi vysoké a to v celém podélném profilu. Již v profilu B1 byly naměřeny koncentrace odpovídající III.-IV. třídě dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE Elbe), tedy druhé nejvyšší třídě. Koncentrace ve zbytku toku (tj. profilech B2 – B4) odpovídaly IV. třídě, tedy nejvyšší třídě zatížení sedimentů (Tabulka P4 - 53). Koncentrace sumy PCB v sedimentech odpovídaly koncentracím (s maximy do 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) zjištěným v letech 1996 až 1999 v sedimentech profilech Labe (Fuksa 2002). Vzhledem k uběhnuvším minimálně deseti letům lze odhadovat, že koncentrace PCB v 90. letech v Bílině byly ještě vyšší (předpokládáme, že koncentrace polutantů se ve všech českých řekách snižují).

U koncentrací PCB v biofilmech docházelo ke kolísání jak v čase, tak i v místech odběru (Obr. 37). Koncentrace v biofilmech často odpovídaly hodnotám koncentrací v sedimentech. Koncentrace zjištěné v biofilmech se až na dvě měření pohybovaly na stejné úrovni jako koncentrace sumy PCB v biofilmech v profilech Labe v roce 1999 (část koncentrací do 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  a maximální koncentrace do 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) (Fuksa 2002). To, že současné hodnoty koncentrací v obou pevných maticích odpovídaly hodnotám zjištěným v 90. letech na profilech Labe není příliš pozitivním výsledkem, když předpokládáme, že za uplynulých deset let by mělo dojít spíše ke zlepšení stavu toku. Dá se tedy předpokládat rozdíl v současných koncentracích obou toků. Znečištění toku se projevilo i v koncentracích sumy PCB zjištěných ve vzorcích vody, kdy v závěrném profilu B4 byly zjištěny koncentrace odpovídající II. až V. (nejvyšší) třídě jakosti

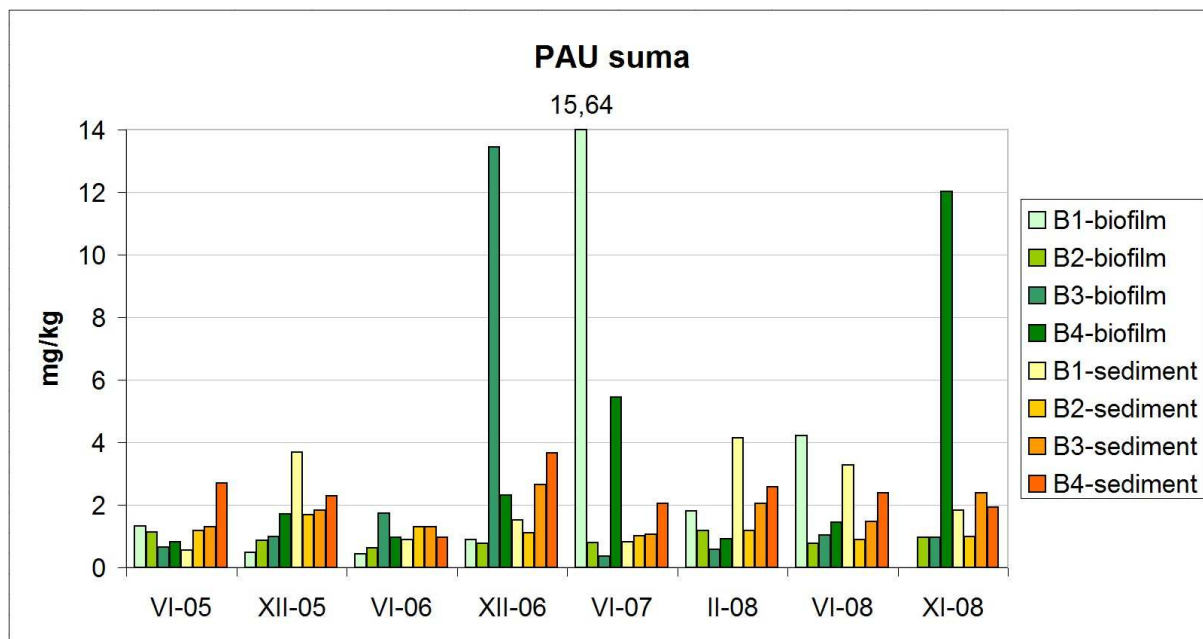
vody (Tabulka P2 - 20). Bylo zjištěno i ojedinělé maximum na úrovni V. třídy jakosti a to již na prvním profilu B1.



**Obr. 37** Průběh koncentrace sumy PCB ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

U koncentrací sumy PAU byl zjištěn jejich nárůst v dolní části toku, tj. profilu B3 a poté profilu B4. Koncentrace sumy PAU v povrchové vodě se v těchto profilech pohybovaly na úrovni II. třídy jakosti vod s občasnými maximy na úrovni III. třídy jakosti (Tabulka P2 - 13). Koncentrace v sedimentech vesměs odpovídaly koncentracím v biofilmech, několikrát však byly zaznamenány koncentrace v biofilmech mnohonásobně vyšší než v sedimentech (v profilu B3, ale ojediněle také v profilu B1, tento nárůst koncentrace nebylo možné vysvětlit) (Obr. 38). Koncentrace tohoto polutantu nelze hodnotit dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe). U koncentrace sumy PAU v sedimentech bylo možné pozorovat na profilu B3 náznak sezónní variability (viz kapitola 5.3.3).





**Obr. 38** Průběh koncentrace sumy PAU (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Vzhledem ke stabilitě obou polutantů v prostředí je možné předpokládat, že zatížení toku pochází ze starých zátěží. Mezi zdroje PCB patří hutnictví, spalování odpadů, chemická výroba sloučenin chloru (zdroj: Internet 22). Zdroji PAU mohou být jakékoliv spalovací procesy a petrochemický průmysl (zdroj: Internet 15) (viz Obr. 42). Oba polutanty se kumulují v sedimentech, pro PAU jsou sedimenty určitými rezervoáry, PCB se nejvíce akumulují v tzv. aktivních sedimentech (říčním bahně) (zdroj: Internet 15, 22; Barchánková 2005). PCB jsou akumulovány řasami a planktonem a dostávají se tak do potravního řetězce (zdroj: Internet 22).

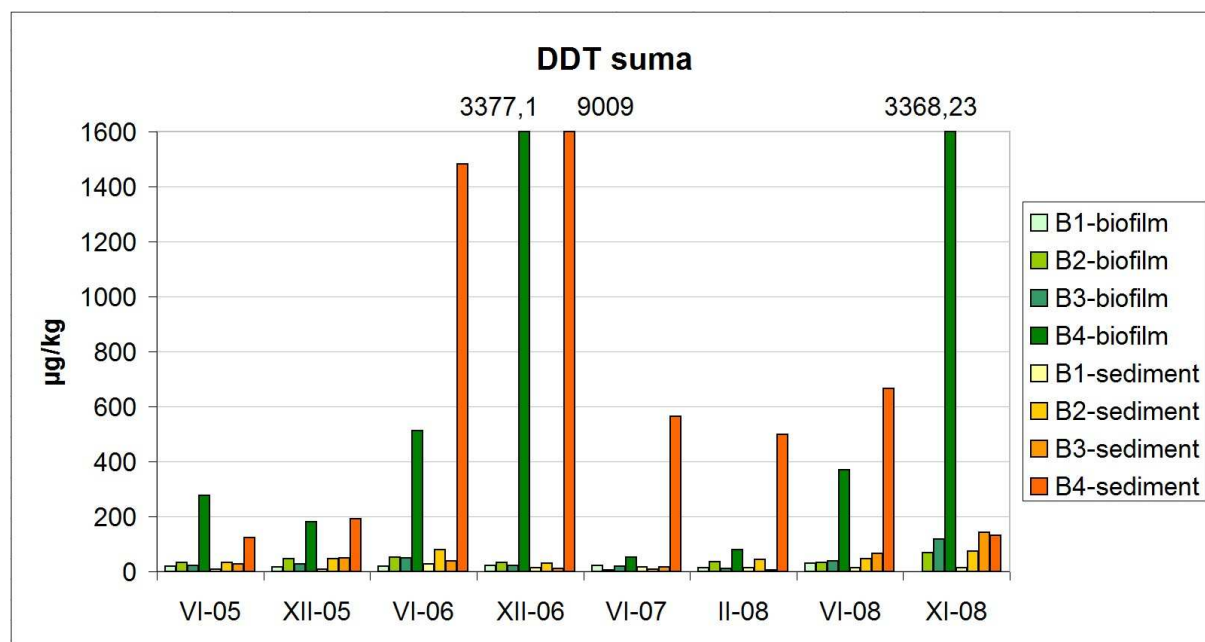
Mezi zdroje znečištění lze zařadit i některé levostranné přítoky, konkrétně „Bílý potok-roura“, kde se průměrné koncentrace sumy PCB a PAU pohybovaly na úrovni III. třídy jakosti vody a Bílý potok 2, kde se průměrné koncentrace sumy PCB pohybovaly na úrovni IV. třídy a sumy PAU na úrovni III. třídy (Tabulka P8 - 3, Tabulka P8 - 4). Při sledování kontaminace sedimentů PCB a HCB v profilech toku Labe v letech 1996 až 1998 bylo zjištěno, že všechny přítoky Labe byly kontaminovány PCB méně než samotný tok a že jediným možným zdrojem kontaminace v Labi byl tok Bíliny. Koncentrace PCB v Labi za přítokem Bíliny vzrostly a to nad úroveň 400  $\mu\text{g/kg}$  sušiny (Kužílek a Tolma 2001). Taková výše koncentrací PCB v sedimentech byla v rámci sledování v letech 2005 až 2008 pozorována pouze ojediněle při dvou maximálních výkyvech koncentrací.

### 5.3.5 Suma DDT

U koncentrací sumy DDT ve všech maticích byl pozorován jednotný trend nárůstu koncentrace v závěrném profilu B4. U povrchové vody byly koncentrace jednotlivých izomerů a metabolitů často pod mezí stanovitelnosti analytických metod a kromě jednoho měření nepřekračovaly koncentrace sumy DDT imisní limit dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (Tabulka P2 - 33). Avšak koncentrace ve všech sledovaných maticích vykazovaly výrazně vyšší koncentrace sumy DDT v profilu B4, v jehož okolí se nachází chemický závod Spolchemie, a.s., kde byly tyto organochlorové pesticidy do roku 1970 vyráběny (produkce průměrně 1000 tun/rok) (Heinisch et al. 2005a). Aktuální koncentrace sumy DDT v sedimentech vyjma profilu B4 odpovídaly koncentracím naměřeným v profilech Labe (do 150  $\mu\text{g/kg}$  sušiny) v letech 1996 až 1999 (Fuksa 2002), což opět nelze hodnotit jako pozitivní výsledek. Při sledování profilů Labe v 90. letech bylo

zjištěno, že koncentrace DDT při ústí Bíliny do Labe přesahovaly jakostní cíle (p,p'-DDT 10 ng/l, suma DDT 25 ng/l) dané Směrnicí Rady 86/280/EHS o mezních hodnotách a jakostních cílech při vypouštění nebezpečných látek obsažených v Seznamu I, kam spadá i DDT. Také v rámci tohoto sledování bylo upozorněno na zvyšování průměrných koncentrací ve vodě výskytem extrémních maximálních výkyvů, přičemž nešlo prokázat, že tyto výkyvy měly jednoznačnou vazbu na vysoké průtoky a odnos kontaminovaných říčních sedimentů. Bylo upozorněno, že určitým vysvětlením pro tato maxima mohly být mechanické zásahy do oblasti s výskytem starých zátěží, v tomto případě v areálu podniku Spolchemie (Kalinová 2002). Hodnocení dat z celorepublikového provozního monitoringu prováděného Českým hydrometeorologickým ústavem uvádí, že nejvyšší koncentrace p,p'-DDE a také p,p'-DDT se vyskytují v profilu Bílina – Ústí nad Labem (zdroj: Internet 14).

Koncentrace sumy DDT v sedimentech se dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) pohybovaly na prvním profilu B1 na úrovni I.-II. třídy, od profilu B2 pak na úrovni I.-II. až III. třídy, v profilu B4 již na úrovni III. až IV. (nejvyšší) třídy (Tabulka P4 - 66). Nejvyšší naměřené koncentrace DDT v sedimentu se pohybovaly v řádech tisíců  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny (Obr. 39), přičemž podobné koncentrace byly zaznamenány v Bílině nad ústím do Labe v 90. letech s největším podílem izomeru p,p'-DDT (Kalinová 2002). Celorepublikové hodnocení provozního monitoringu uvádí pro rok 2001 nejvyšší koncentrace p,p'-DDD, p,p'-DDE a p,p'-DDT v sedimentech a plaveninách v profilu Bílina – Ústí nad Labem (zdroj: Internet 14).



**Obr. 39** Průběh koncentrace sumy DDT ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Koncentrace sumy DDT v biofilmech také vykazovaly nárůst v profilu B4 a přibližně v polovině případů svou výší odpovídaly hodnotám zjištěným v sedimentech (Obr. 39). U jednotlivých izomerů a metabolitů byla v Bílině v profilu B4 zjištěna vyšší maxima než byla naměřena v biofilmech na profilech Labe v roce 1999, konkrétně některé maximální koncentrace izomeru p,p'-DDT byly v profilu B4 2 až 25x vyšší než na Labi (max. do 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny), některé maximální koncentrace metabolitu p,p'-DDD byly 2 až 15x vyšší (Labe: max. do 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny), výjimkou byly maximální koncentrace metabolitu p,p'-DDE, které byly v profilu B4 nižší než byly zjištěné koncentrace v Labi (max. do 80  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) (Fuksa 2002). Na základě zjištěného vztahu mezi koncentracemi sumy DDT v biofilmech a sedimentech (viz kapitola 5.2.2), lze

hodnotit kontaminaci biofilmů DDT a jeho metabolity a izomery jako velmi vysokou (dle hodnocení klasifikace zatížení sedimentů – ARGE-Elbe).

DDT jako chlorovaný pesticid je biologicky i chemicky velmi stabilní látka. Jednotlivé izomery a metabolity se kumulují v biomase, zejména v tukových tkáních a ohrožují všechny živé organismy, dále se sorbují na nerozpuštěných látkách minerální a organické povahy v sedimentech. Jsou toxické pro ryby a zooplankton, objevuje se u nich kumulativní toxicita. Jednotlivé kongenery mohou vznikat částečných biologickým rozkladem DDT (zdroj: Internet 14). K pozvolnému snižování obsahu DDT v povrchových vodách dochází vytékáním, fotodegradací, adsorpcí na částice a sedimentací (Kalinová 2002).

Stále vysoké koncentrace sumy DDT v toku pocházejí velmi pravděpodobně ze starých ekologických zátěží, třebaže bylo používání této látky již před 40 lety zakázáno. Výsledky kontaminace pevných matric ukázaly stálou významnou zátěž touto látkou v dolní části toku. Znečištění Bíliny ovlivňuje kvalitu vody v Labi a česká část Labe je považována za významný zdroj DDT. Bílina patří mezi tzv. „hot-spots“ společně řekou Muldou (a tokem Spittelwasser v jejím povodí) v oblasti německého Bitterfeldu a Teltow kanálem v Berlíně, přičemž všechny tyto toky se nacházejí v bezprostřední blízkosti velkých chemických závodů, ať už je to v Adlershofu v Berlíně, Bitterfeldu a nebo v Ústí nad Labem (Heinisch et al. 2005a). Data z roku 1999 naměřená na Bílině vykazovala koncentraci DDT v sedimentech ve výši 8 g/kg sušiny a jako hlavní zdroj kontaminace byl označen chemický průmysl v Ústí nad Labem. U žádného z přítoků Labe nebylo zjištěno takové zatížení DDT (např. koncentrace v řece Muldě byla 2100 µg/kg) (Heinisch et al. 2005a). Je třeba zmínit, že až na ojedinělé maximální výkyvy (např. koncentrace DDT v XII/06 9009 µg/kg) se již v sedimentech takovéto koncentrace běžně nevykazují.

Jako jeden ze zdrojů znečištění byl v nedávné minulosti uváděn Klíšský potok, jenž je přítokem Bíliny. Tento potok protéká areálem chemického závodu Spolchemie a.s. a do roku 2003 odváděl drenážní vody spolu s odpadními vodami a bezprostředně poté ústí do Bíliny. Jeho zátěži se věnovala Kalinová (2002), která uvedla, že zatížení vody i sedimentů Klíšského potoka nad areálem Spolchemie bylo minimální, sediment obsahoval desítky µg/kg DDT a také Bílina nad ústím Klíšského potoka měla vodu minimálně znečištěnou DDT a sediment vykazoval znečištění nižší než ve Ždírnickém potoce. Naopak za ústím Klíšského potoka došlo k výraznému zvýšení znečištění Bíliny DDT. Avšak poté, co od roku 2003 jsou odpadní vody ze Spolchemie odváděny na městskou čistírnu odpadních vod v Nestěmicích, došlo ke zlepšení kvality vody v Klíšském potoce. Aktuálně naměřená průměrná koncentrace DDT v povrchové vodě tohoto toku byla 20,28 ng/l, což je hodnota odpovídající téměř polovině imisního limitu (50 ng/l) dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (Tabulka P8 - 4).

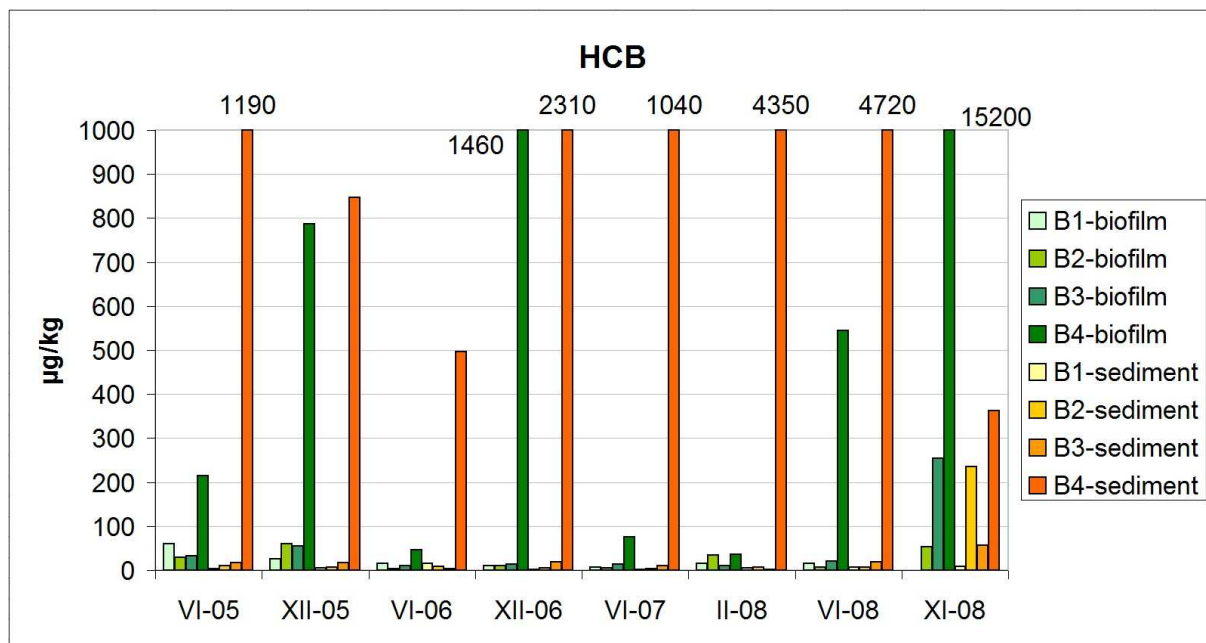
Uvažovaným zdrojem znečištění je Ždírnický potok, který ústí do Bíliny výše než Klíšský potok a jeho znečištění může pocházet ze skládek Chabařovice a Všeborovice. Na skládku v Chabařovicích byly vyváženy odpadní látky z výroby DDT (chlorbenzensulfonová kyselina s obsahem DDT) ze Spolchemie (Kalinová 2002). Chabařovická lokalita je sice v současné době rekultivována (Havel a kol. 2008; Vlasák a kol. 2009), ale existence starých zátěží v této lokalitě je více než pravděpodobná a podzemní vodou se může kontaminace šířit dál do povodí Bíliny.

### 5.3.6 HCB

Výsledky sledování koncentrací HCB v povrchové vodě vykazovaly nárůst koncentrace v závěrném profilu B4. Při jednom z měření byla zjištěna i koncentrace HCB překračující imisní limit dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (Tabulka P2 - 26). Mnohonásobně vyšší (o 3 až 6 řádů) (Obr. 18) koncentrace HCB pak byly zjištěny v pevných matricích, biofilmech a sedimentech. V obou matricích docházelo k enormnímu nárůstu koncentrace HCB v profilu B4 v Ústí nad Labem. Tento skokový nárůst je zřejmý při hodnocení koncentrace HCB

v sedimentech pomocí klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (Tabulka P4 - 59), kdy koncentrace ve všech ostatních profilech se pohybovaly na úrovni I.-II. třídy (druhé nejnížší třídy) a v profilu B4 se tyto koncentrace zvýšily na úroveň IV. třídy (nejvyšší třídy).

Stejně tak stoupala v profilu B4 i koncentrace HCB v biofilmech, některá maxima (např. XI-08) byla vyšší než ta zjištěná v sedimentech (Obr. 40). Maximální koncentrace v profilu B4 nebylo dosahováno pravidelně, někdy byly rozdíly mezi posledními profilem B3 a B4 pouze v desítkách  $\mu\text{g}/\text{kg}$  HCB v sušině (např. VI-06, VI-07, II-08). Koncentrace HCB aktuálně naměřené v biofilmech byly několikanásobně vyšší než koncentrace HCB v biofilmech v profilu Labe změřené v roce 1999, ty se pohybovaly na úrovni maximálně 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny (Fuksa 2002). Celorepublikový monitoring Českého hydrometeorologického ústavu uvádí nejvyšší zjištěné koncentrace HCB v nárostech v profilu Labe – Děčín (213  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) (zdroj: Internet 14), což je hodnota, která byla v Bílině při aktuálním měření několikanásobně převyšena (Bílina - Ústí nad Labem až 15200  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny).



**Obr. 40** Průběh koncentrace HCB ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

Stejně tak koncentrace HCB zjištěné v sedimentech Labe v letech 1996 až 1999 se pohybovaly v úrovni do maximálně 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny, zatímco aktuální koncentrace ze sedimentů Bíliny dosahovaly v některých případech i 4700  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny (Obr. 40). Avšak studie Kužílka a Tolmana (2001) uvádí, že koncentrace HCB v labských sedimentech se v období 1996 až 1998 pohybovaly v celém profilu v rozmezí jednotek až desítek  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , pod soutokem s Bílinou však došlo k nárůstu na hodnoty 1000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , v některých případech až 2000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Podobné hodnoty koncentrací HCB v sedimentech Labe za soutokem s Bílinou uváděli Hypr a kol. (2002), kteří tento profil vyhodnotili jako nezatíženější s tím, že koncentrace zde naměřené (955  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny v roce 2000 a 2230  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny v roce 2001) byly maximálními koncentracemi v rámci všech sledovaných labských profilů. Kužílek a Tolma (2001) jako příčinu tohoto zatížení označili odpadní vody z chemického závodu Spolchemie v Ústí nad Labem, který se nachází v blízkosti závěrného profilu Bíliny. Odpadní vody byly v době provádění této studie vypouštěny přímo do Bíliny, po roce 2003 jsou již svedeny na městskou čistírnu odpadních vod v Nestěmicích. V rámci studie Kužílka a Tolmy (2001) byly změřeny koncentrace HCB přímo v sedimentech Bíliny, přičemž byly zjištěny koncentrace v rozmezí 3000 až 8500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny. Dále bylo uvedeno, že takovéto zatížení Bíliny a následně Labe vede k tomu, že hraničním profilem Hřensko/Schmilka



mezi Českou republikou a Německem dochází k odnosu částic plavenin obsahujících patrně stovky kilogramů HCB ročně (odhad za rok 1997 činil zhruba 500 kg) (Kužílek & Tolma 2001). Zatížení bílinských sedimentů koncentracemi HCB se jeví jako významné i při porovnání s okolními podobně průmyslovou činností zatíženými toky v Německu. Aktuální nejvyšší koncentrace HCB v sedimentech Bíliny odpovídají maximálním koncentracím HCB zjištěným v 80. letech v řece Rýně (5100 µg/kg sušiny) (BUA 1994). Maximální koncentrace podobné výše (5300 µg/kg sušiny) byly zjištěny v bílinských sedimentech v bezprostřední blízkosti chemického závodu Spolchemie také v roce 2003 (Perlík 2006).

Ze všech provedených měření vyplývá, že aktuální koncentrace HCB v sedimentech Bíliny jsou vyšší než koncentrace zjištěné v sedimentech Rýna a Labe v letech 1991 až 2001 (10-500 µg/kg sušiny) (BUA 1994), což bylo ostatně uvedeno i rámci českého sledování Labe (viz Fuksa 2002). Navíc dochází k výkyvům maximálních koncentrací, nicméně jejich výše se nepřiblížily extrémním hodnotám zjištěným v řece St. Clark v USA v blízkosti odtoku z čistírny chemického závodu, kde byly naměřeny koncentrace HCB v sedimentu na úrovni 280 000 µg/kg sušiny (Oliver & Pugsley 1986).

HCB je chlorovaným pesticidem, který je vysoce toxický pro vodní organismy, a do vodního prostředí se může dostávat zejména ze strojírenského a chemického průmyslu a z čistíren odpadních vod (zdroj: Internet 14) (viz Obr. 42). Dalším možným zdrojem je spalování odpadu. Celorepublikový monitoring uvádí profil Bílina - Ústí nad Labem jako nejzatíženější profil ve vztahu ke koncentracím HCB v povrchové vodě, sedimentech a plaveninách. A také uvádí závod Spolchemie jako významný zdroj znečištění (zdroj: Internet 14). HCB zde vznikal při výrobě chlorovaných pesticidů, zejména lindanu. Samotná produkce HCB byla zakázána v 70. letech (Courtney 1979). V současnosti HCB vzniká jako vedlejší produkt při výrobě dalších průmyslových chemikálií (např. chlorovaných sloučenin). Vzhledem k dřívější průmyslové výrobě je předpoklad existence starých zátěží jak v oblasti samotného chemického závodu, tak míst, kde byla úložiště odpadu. Staré zátěže se velmi pravděpodobně vyskytují také v toku Bíliny, který měl v minulosti stálý přísun HCB.

Znečištění Bíliny přispívá ke kontaminaci sedimentů horní části toku Labe organickými prioritními polutanty, HCB a p,p'-DDT (Schindler et al. 1997) a ovlivňuje distribuci znečištění Labe, kdy na horním toku byly zjištěny vyšší koncentrace těchto polutantů (průměrná koncentrace z období 1991-2001: 758 µg/kg sušiny) oproti hodnotám naměřeným na středním toku (průměrná koncentrace z období 1991-2001: 102 µg/kg sušiny) (Heininger et al. 2003).

### 5.3.7 Suma HCH

Koncentrace sumy HCH v povrchové vodě nevykazovaly žádnou výraznou tendenci, maximální hodnoty byly sice zjištěny v závěrném profilu B4, nicméně průměrné koncentrace v profilech B2 až B3 nebyly navzájem od sebe příliš odlišné (Tabulka 5). Suma HCH byla vypočtena z koncentrací jednotlivých izomerů  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH a  $\delta$ -HCH, přičemž koncentrace  $\gamma$ -HCH po celou dobu měření odpovídaly I. třídě jakosti povrchových vod dle ČSN 75 7221 (Tabulka P2 - 23). V minulosti byl tok Bíliny aktivně kontaminován těmito látkami, čemuž odpovídaly i zjištěné koncentrace. V roce 1997 byly v povrchové vodě Bíliny zjištěny koncentrace sumy HCH okolo 65 µg/l, s dominancí  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH a  $\delta$ -HCH izomerů a minoritním podílem  $\gamma$ -HCH (Heinisch et al. 2005b) (pro srovnání aktuálně zjištěné koncentrace se pohybovaly v rozmezí 0,2 – 2,12 ng/l – viz Tabulka P2 - 25).

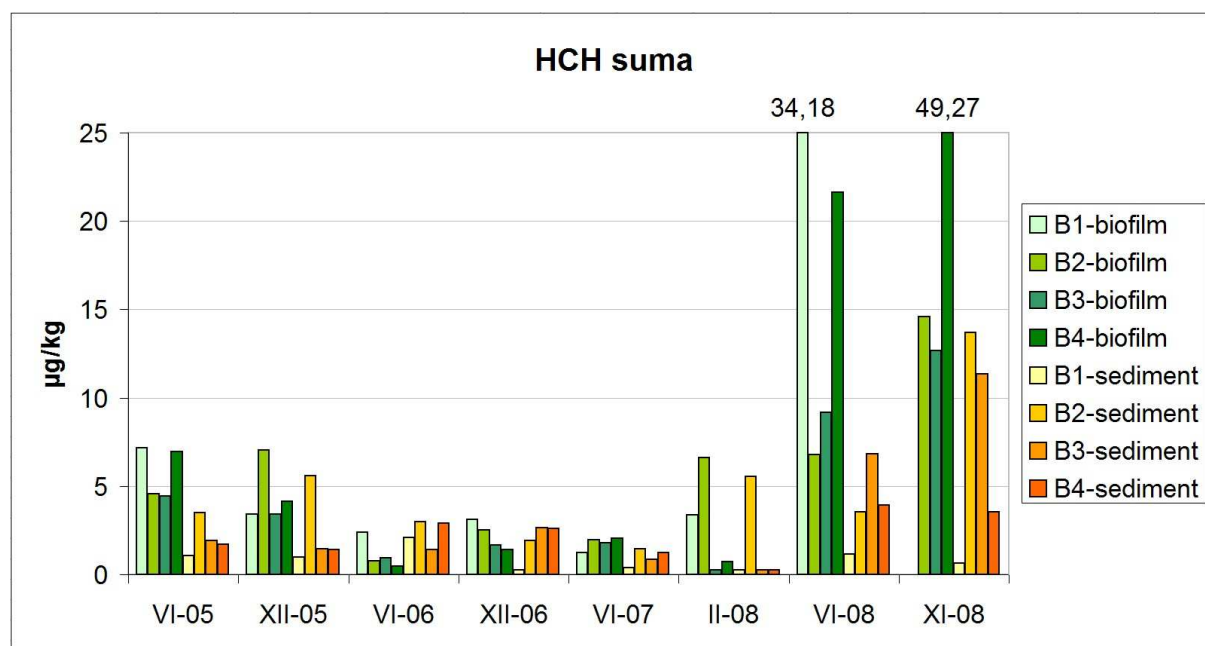
U koncentrací sumy HCH v pevných matricích nelze zaznamenat nějaký trend, koncentrace se lišily v prostoru i čase (Obr. 41). Významné výkyvy byly zaznamenány až v při posledních měřeních (VI-08, XI-08), kdy zejména maximální koncentrace vyskytující se v profilu B1, tj. profilu nejméně zatíženém, nebylo možné nijak spolehlivě vysvětlit. Koncentrace jednotlivých kongenerů

HCH v biofilmech odpovídaly koncentracím naměřeným v biofilmech v profilech Labe v roce 1999 ( $\alpha$ -HCH: Labe do 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny,  $\beta$ -HCH: do 30  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny,  $\gamma$ -HCH: do 8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) (Fuksa 2002). Aktuálně zjištěné maximální koncentrace  $\delta$ -HCH byly vyšší než koncentrace  $\delta$ -HCH detekované v rámci celorepublikového monitoringu Českého hydrometeorologického ústavu v profilu Labe – Děčín v nárostech (3,5 a 5,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) (zdroj: Internet 14). Maximální naměřené koncentrace  $\delta$ -HCH v biofilmech Bíliny v Ústí nad Labem byly 2-4x vyšší (Tabulka P4 - 30).

Koncentrace sumy HCH v sedimentech po celou dobu měření byly nízké, odpovídaly I.-II. třídě (druhé nejnižší) klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) s ojedinělými výkyvy maximálních hodnot, které se pohybovaly na úrovni II. a II.-III. třídy (Tabulka P4 - 58). Naměřené koncentrace  $\gamma$ -HCH vesměs odpovídaly koncentracím  $\gamma$ -HCH zjištěným v letech 1966 až 1999 v profilech Labe (do 2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) (Fuksa 2002), vyjma měření v profilech B2 a B3 v roce 2008, kdy byly zjištěny nepatrně vyšší koncentrace (Tabulka P4 - 56). V minulosti byly koncentrace HCH v sedimentech mnohem vyšší. V roce 1999 byla zjištěna koncentrace sumy HCH v sedimentech Bíliny 425  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny, kdy podíl  $\gamma$ -HCH byl 38 % (Heinisch et al. 2005b) (aktuálně zjištěné koncentrace sumy HCH se pohybovaly v rozmezí 0,25 – 13,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny – viz Tabulka P4 - 58). V rámci celorepublikového monitoringu byl profil Bílina – Ústí nad Labem označen jako nejzatíženější profil ve vztahu ke kontaminaci sedimentů izomery  $\alpha$ -HCH a  $\gamma$ -HCH (zdroj: Internet 14).

Všechny izomery HCH patří mezi chlorované pesticidy, které se vyznačují velkou chemickou a biochemickou stálostí, kumulují se v biomase a šíří se potravním řetězcem, sorbují se na nerozpuštěných látkách minerální i organické povahy ( $\beta$ -HCH,  $\delta$ -HCH) a jsou vysoce toxické pro vodní organismy ( $\gamma$ -HCH). Do vodního prostředí se mohly dostat z průmyslových odpadních vod a při použití v zemědělství, v současnosti se mohou uvolňovat ze starých průmyslových zátěží a skládek nebezpečných odpadů (zdroj: Internet 14, 15) (viz Obr. 42).

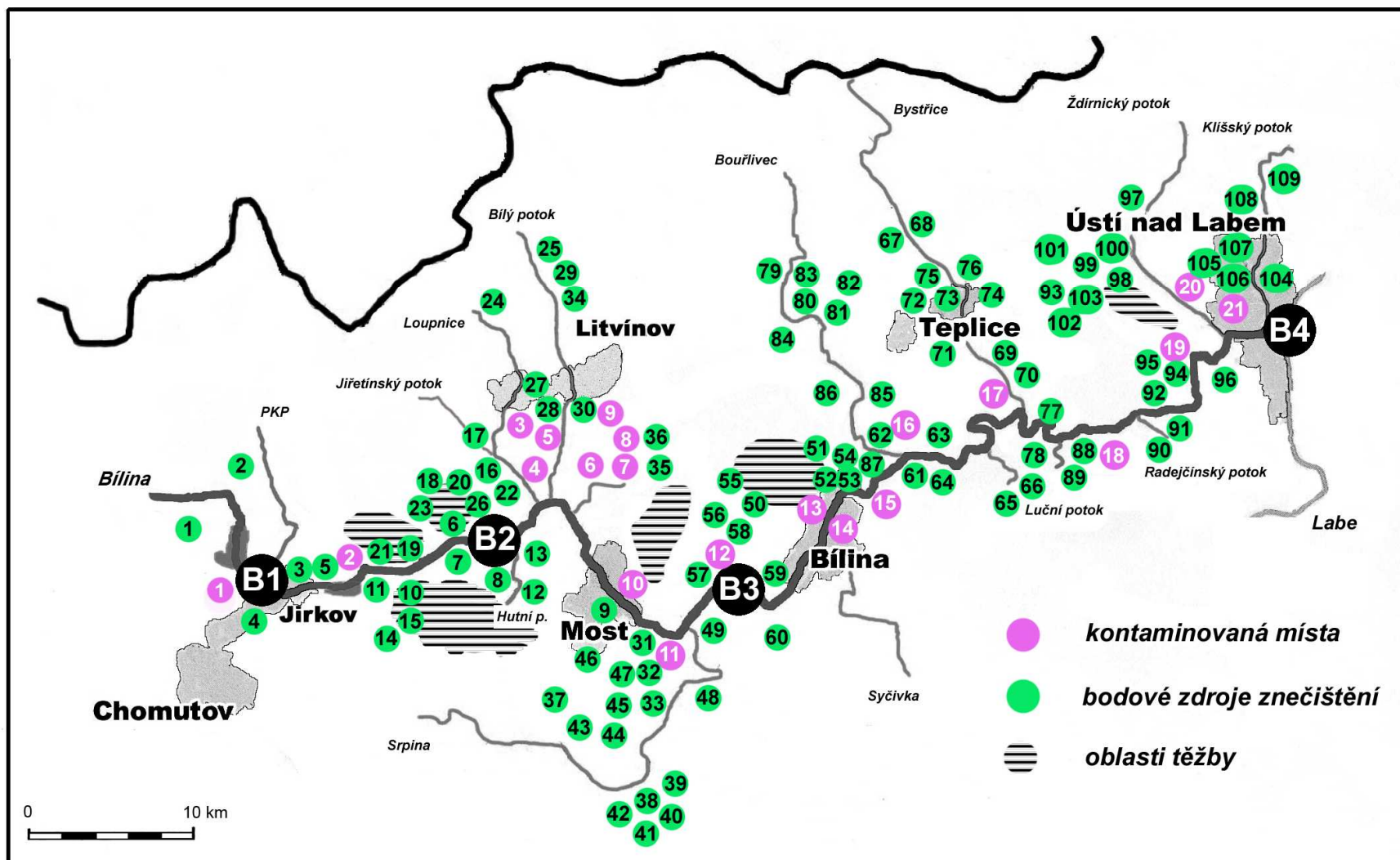
V minulost byl  $\gamma$ -HCH, resp. lindan vyráběn v Ústí nad Labem v závodě Spolchemie. Bílina je v literatuře označována jako tok vyznačující se znečištěním HCH a to společně s řekou Muldou (označena jako „hot-spot“ ve vztahu ke kontaminaci  $\beta$ -HCH i oblasti Bitterfeldu), Darmbach a pomalu tekoucími vodami, jako je Teltow kanál v Berlíně a Hafengewasser v Hamburku. Všechny tyto toky se nacházejí v okolí závodů, kde byl v minulosti vyráběn lindan (Heinisch et al. 2005b; Barth et al. 2007). Právě tyto bývalé průmyslové závody, společně se starými zátěžemi, skládkami, kontaminovanou půdou a dřevem v jejich okolí představují možné zdroje kontaminace toků. Nicméně i přes své historické zatížení a riziko kontaminace vzhledem k možnosti existence starých zátěží byla autory studie jako nejvýznamnější zdroj HCH z povodí Labe vyhodnocena řeka Mulda, kde byly v roce 1999 zjištěny koncentrace HCH v sedimentu okolo 937  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny (Heinisch et al. 2005b).



**Obr. 41** Průběh koncentrace sumy HCH ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)

### 5.3.8 Zdroje znečištění

Povodí Bíliny se nachází v intenzivně průmyslově využívané oblasti, jsou zde oblasti aktivní povrchové těžby, koncentrace energetického, petrochemického a chemického průmyslu a i osídlenost oblasti je vysoká. To vše se podepisuje na výskytu možných zdrojů znečištění. Na základě dostupných údajů byla vytvořena mapa povodí toku se zdroji znečištění (Obr. 42), která znázorňuje zdroje znečištění a staré zátěže, které jsou pro tuto oblast uvedeny v Národní inventarizaci kontaminovaných míst (zdroj: Internet 16), ty jsou vyznačeny fialovými očíslovanými body, a také bodové zdroje z Vodohospodářské bilance sestavované Výzkumným ústavem vodohospodářským T.G. Masaryka, v.v.i. z dat jednotlivých správců povodí, která jsou porovnávána s Majetkovou a provozní evidencí vodovodů a kanalizací, kterou spravuje Ministerstvo zemědělství ČR (Vlasák a kol. 2008), které jsou označeny zelenými očíslovanými body. Soupis zdrojů znečištění je uveden v tabulkách v příloze č. 9 (Tabulka P9 - 1, Tabulka P9 - 2).



Obr. 42 Zdroje znečištění v povodí Bíliny



## 5.4 Možnosti využívání biofilmů (a sedimentů) k hodnocení zátěže toků

Biofilmy a sedimenty byly v rámci sledování použity jako matrice, jež mohou poskytovat informace o znečištění toku v delším časovém měřítku a mohou tedy poskytnout obraz o stavu říčního ekosystému. O obou matricích je známo, že fungují jako úložiště a současně jako rezervoáry pro znečištění, v literatuře nazýváno jako „sink and source“ (Liu et al. 2008; Flemming 1995). Biofilmy a sedimenty se mohou stát sekundárními zdroji znečištění za předpokladu, že dojde k nějaké změně hydrologických, chemických nebo biologických podmínek v toku. Buňky biofilmu mohou být aktivně rozptýleny oddělením pohyblivých buněk nebo mohou být pasivně uvolněny erozí nebo vyššími střížnými silami do shluků nebo menších agregátů. Struktura biofilmu může být poničena rozpadem nebo abrazí způsobenými kolizemi s plovoucími částicemi v proudu vody (Donlan 2002; van Loosdrecht et al. 1995; Denkhaus et al. 2007). Volně plovoucí buňky biofilmu nebo shluky buněk jsou unášeny proudem a mohou uvolnit akumulované polutanty. Navíc může dojít k uvolnění sorbovaných látek, když dojde k rozkladu biofilmu, přičemž tyto látky se mohou následně v novém prostředí měnit a mohou kontaminovat vodu (Flemming 1995). Podobně je tomu u sedimentů, které mohou uvolnit akumulované látky při změně chemických (např. změny pH, koncentrace kyslíku, redox potenciálu) nebo hydrologických podmínek v toku, které jsou provázány změnami průtokových rychlostí (např. během povodní a nebo naopak během dlouhotrvajících suchých období s nízkými stavy vody) (Baborowski et al. 2004; Stachel et al. 2004; Umlauf et al. 2005). Na základě těchto poznatků lze považovat říční ekosystém Bíliny jako významný zdroj znečištění, neb v rámci sledování bylo potvrzeno, že pevné matrice, tedy biofilmy a sedimenty, jsou kontaminovány a to i velmi významnými koncentracemi těžkých kovů a specifických organických látek. Vzhledem k tomu, že sledované látky spadají mezi tzv. prioritní polutanty nebo nebezpečné látky (dle Rámcové směrnice 2000/60/ES), které se vyznačují negativními vlastnostmi ohrožujícími ekosystém, jako je jejich toxicita, chemická a biochemická stálost a schopnost bioakumulace v tělech organismů, se dá očekávat, že zátěž těmito polutanty bude v ekosystému přetrvávat a to po několik desetiletí.

Biofilmy byly v rámci této práce shledány jako vhodná matrice pro sledování kontaminace říčního ekosystému kovy a specifickými organickými látkami. Dle prvotních předpokladů bylo zjištěno, že i když výsledky sledování stavu povrchové vody vykazují koncentrace látek pod mezí stanovitelnosti daných analytických metod, nelze na jejich základě tvrdit, že stav toku je příznivý. Vzorky biofilmů potvrdily, že tato matrice v sobě nese množství znečišťujících látek, které se v toku vyskytují, a jsou potenciálně dostupné pro ostatní složky ekosystému. Mohou posléze kontaminovat i povrchovou vodu, přičemž může dojít ke skokovému zvýšení koncentrace, kdy tato jednorázová a krátkodobá maxima ohrožují celý ekosystém. Stejně tak ohrožují říční ekosystém i sedimenty, ty se vyznačují velmi podobnými vlastnostmi ve vztahu k možnostem akumulace a uvolnění polutantů. Biofilmy navíc poskytují možnost představit si, jaké látky mohou být prostřednictvím jejich konzumace dostávány výše do potravního řetězce.

Biofilmy jakožto matrice pro sledování kontaminace toku, resp. celého říčního ekosystému, byly na Bílině použity vůbec poprvé v rámci souvislejšího sledování. Celorepublikový monitoring sice sleduje nárosty pomocí plovoucího zařízení v závěrném profilu v Ústí nad Labem, ale výsledky nejsou kompletní, neb často dochází ke ztrátě zařízení či jeho zničení. Proto je toto sledování prvním ucelenějším sledováním, biofilmy nejsou v současné době standardně zařazovány v rámci sledování znečištění toků.

Doporučení pro standardizaci vzorkování biofilmů, která vyplynula z řešení v této práci:

- vzorkovat biofilmy z různých dostupných povrchů ve sledovaném profilu (s ohledem na jejich poměrné zastoupení);
- vzorkovat biofilmy obdobného makroskopického vzhledu;

- při vzorkování v různých ročních obdobích zohlednit změny ve složení biofilmů.

V rámci této práce byly vzorkovány biofilmy rosolovité konzistence a hnědého zbarvení. Takovéto biofilmy byly bez větších obtíží nacházeny v toku v zimním období; v letním období bylo nutno vyvarovat se vzorkování z příliš osvětlených míst s vysokým zastoupením zelených řas. Mikroskopické sledování složení takto selektovaných biofilmů odhalilo, že více než poloviční podíl každého vzorku byl tvořen rozsivkami (*Bacillariophyceae*).

Na základě tohoto zjištění lze konstatovat, že zjištěné koncentrace sledovaných látek v biofilmu odrážejí stav toku a nejsou ovlivněny kvalitativním složením biofilmu.



**Obr. 43** Biofilmy v toku Bíliny (foto autorka)

## 6 ZÁVĚRY

Výsledky sledování koncentrací těžkých kovů a specifických organických látek v povrchové vodě poukázaly na zlepšení jakosti povrchové vody. Lze konstatovat, že došlo ke snížení koncentrací kovů a specifických organických látek a to na základě výsledků porovnání aktuálních koncentrací a koncentrací naměřených v letech 1994 až 1996. U většiny sledovaných látek, kadmia, rtuť, zinku, HCB a sumy PAU bylo patrné snížení koncentrací v průběhu desetiletí. U některých látek jako je arzen, olovo a suma PCB docházelo ke kolísání koncentrací a jasný trend ve vývoji koncentrací nebyl pozorovatelný. I přes výsledky kontaminace povrchové vody však zůstává zátěž toku i nadále vysoká. To bylo potvrzeno kontaminací biofilmů a sedimentů významnými koncentracemi většiny sledovaných látek.

Při sledování znečištění povrchové vody byly jako nejvíce zatížené profily vyhodnoceny poslední dva profily, profily B3 a B4. U některých polutantů byl u těchto profilů zjištěn náhlý nárůst koncentrace. Jedním z těchto polutantů je vanad, jehož koncentrace se zvýšila v profilu B3 až 37x. Nejméně zatíženým profilem byl profil B1 nacházející se v minoritní téměř přírodní oblasti toku. Průměrné koncentrace sledovaných kovů se pohybovaly v rozmezí I. a II. třídy jakosti vody dle ČSN 75 7221, nejvyšší koncentrace arzenu na spodním toku lze zařadit do III. třídy. Většina průměrných koncentrací sledovaných specifických organických látek se pohybovala na úrovni II. třídy jakosti vod dle ČSN 75 7221 (vyjma sumy PCB v profilu B2 a B3 (I. a III. třída)). U průměrných koncentrací sumy HCH, HCB a sumy DDT nedošlo k překročení jejich imisních limitů dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Významným rysem při sledování znečištění povrchové vody byly koncentrace polutantů nacházející se pod mezí stanovitelnosti daných analytických metod. Ačkoliv nízké koncentrace jsou důkazem zlepšení stavu jakosti povrchové vody, tento pozitivní trend je rušen výkyvy maximálních koncentrací. I když k těmto výkyvům dochází pouze ojediněle a jejich trvání je krátkodobé, zjištěné hodnoty koncentrací polutantů byly často velmi vysoké, což může mít výrazný negativní vliv na ekosystém. Takovéto hodnoty koncentrací látek jsou schopny ekosystém významně poškodit. Při sledování kontaminace povrchových vod se nejvýznamnější maxima vyskytla u koncentrací rtuť, sumy PAU a sumy DDT. Maxima mohou vznikat v důsledku starých zátěží v okolí toku (např. může dojít k nějakému uvolnění), ale také současnými aktivitami v povodí toku (např. i nadále dochází na Bílině pravidelně k havarijním stavům, které velmi negativně ovlivňují stav ekosystému).

Při studiu stavu toku byly pozorovány významné kontaminace pevných matric, biofilmů a sedimentů. Koncentrace v pevných maticích byly až o 3 až 6 řádů vyšší než koncentrace v povrchové vodě, přičemž největší schopnost akumulace byla zjištěna u specifických organických látek (HCB, suma DDT). Stejně jako u povrchové vody byla nejvyšší zátěž toku na základě sledování pevných matric soustředěna do střední a dolní části toku. Také u těchto matric byly výsledné koncentrace často ovlivněny jednorázovými výkyvy maximálních koncentrací, které ohrožují fungování ekosystému. U některých sledovaných polutantů (Cd, Hg, suma PCB, suma DDT) byla pozorována částečná závislost mezi jejich koncentracemi v biofilmech a sedimentech. Nejvýznamnější závislost byla zjištěna u koncentrací vanadu. Pro vanad byla zjištěna i vzájemná závislost mezi koncentracemi v povrchové vodě a obou pevných maticích, biofilmech a sedimentech.

Sledování kontaminace říčních sedimentů ukázalo u některých polutantů (Hg, HCB, suma DDT) skokové zvyšování koncentrací v profilu B3 a B4. Zvýšení koncentrací těchto polutantů korespondovalo s bodovými zdroji znečištění v povodí toku. Zátěž Bíliny byla vyhodnocena podle klasifikace zatížení sedimentů ARGE-Elbe, která byla vytvořena pro tok Labe. U znečištění toku PCB se jedná o trvale vysokou zátěž v celém podélném profilu toku, naopak koncentrace sumy HCH se na většině profilů pohybovaly na úrovni nižších tříd klasifikace. Koncentrace HCB a sumy DDT se v celém profilu toku pohybovaly na úrovni nižších (HCB) až středních (suma

DDT) tříd, ale v profilu B4 se koncentrace látek skokově zvýšily a to až na úroveň nejvyšší třídy pro zatížení sedimentů.

Pro porovnání hodnocení kontaminace biofilmů bohužel jakákoliv podobná klasifikace chybí. Na základě zjištěného vztahu mezi koncentracemi Hg a sumy DDT v biofilmech a sedimentech, lze hodnotit koncentrace těchto látek vyskytující se na středním a dolním toku řeky jako významné. V profilu B4 docházelo ke skokovému zvýšení koncentrace těchto látek. Významnou zátěž toku představují koncentrace HCB a sumy PCB. Koncentrace těchto látek v biofilmech se pohybovaly na podobných úrovních jako koncentrace v sedimentech. Zatímco u HCB docházelo ke zvýšení koncentrace v profilu B4, zátěž toku koncentracemi PCB byla pozorována v celém podélném profilu toku. Rozdílné hodnoty koncentrací v obou pevných maticích byly pozorovány u sumy PAU, v biofilmu byly zjištěny vyšší koncentrace a docházelo ke kolísání koncentrace v podélném profilu toku. Sledované koncentrace kovů (As, Cd, Pb, Zn) v biofilmech nevykazovaly výrazný trend znečištění, všechny profily byly zatíženy středně vysokými koncentracemi, přičemž tyto koncentrace byly variabilní v místě i v čase. Nejvyšší koncentrace byly pozorovány na středním a dolním toku řeky, vyjma Cd, kde byl průběh znečištění v důsledku přirozených zdrojů opačný.

Koncentrace vanadu ve všech sledovaných maticích (povrchová voda, biofilmy, sedimenty) rapidně stoupala v profilu B3. Koncentrace vanadu v profilu B4 byly stále vysoké, nicméně došlo k jejich snížení oproti hodnotám zjištěným v profilu B3 vlivem sedimentace či naředěním. Aktuální koncentrace vanadu v biofilmech a sedimentech v profilech B3 a B4 byly 2 – 10x vyšší než koncentrace vanadu v těchto maticích v Labi před deseti lety. U koncentrací vanadu jak v biofilmech, tak v sedimentech byla pozorována sezónní fluktuace hodnot. Během léta, tedy vegetační sezóny, byly koncentrace významně nižší než v zimě. Důvodem této variability je pravděpodobně zarůstání toku vodními makrofyty, konkrétně rdestem kadeřavým (*Potamogeton pectinatus*), který během vegetační období akumuluje polutanty do svých těl a mechanicky je zachytává. Porosty rdestu jsou velmi husté, na středním toku řeky pokrývají celou šířku koryta a táhnou se v délce několika kilometrů. Zvýšení koncentrací v zimním období je dáno nejen sníženou možností akumulace do těl rostlin a omezenou možností mechanického zachytu, ale zejména tlením biomasy, ze které jsou ať už akumulované nebo zachycené látky uvolňovány zpět do toku. Na základě řady sledování je tedy zřejmé, že aktuální znečištění toku Bíliny vanadem je zcela specifické a koncentrace tohoto znečištění do jedné oblasti toku způsobuje velmi významnou zátěž celého ekosystému tímto ne příliš diskutovaným polutantem.

Na základě výsledků této práce lze shrnout, že ačkoliv v průběhu posledního desetiletí došlo k výraznému snížení znečištění vody Bíliny antropogenními polutanty, zátěž ekosystému zůstává stále vysoká. Projevuje se významnými koncentracemi antropogenních polutantů v pevných maticích, biofilmech a sedimentech. K nejvýraznějším kontaminantům uvedených matic patří Hg, V, PCB, PAU, HCH, HCB a DDT (vč. metabolitů). Nejzatíženějšími profily jsou profil B3 v Želenicích a závěrný profil B4 v Ústí nad Labem. Znečištění nesené Bílinou do toku Labe se podílí na jeho kontaminaci rtuť, HCB, metabolity a izomery DDT a izomery HCH. V souvislosti s těmito polutanty je Bílina zmiňována jako jeden z hlavních zdrojů znečištění či jako tzv. „hot-spot“ ve vztahu k ekosystému Labe.

\* \* \*

V povodí Bíliny dochází k postupným snahám o zlepšení stavu toku (omezení části průmyslových aktivit, jejich nahrazení modernějšími technologiemi, sanace některých starých zátěží) je tedy třeba i nadále zatížení ekosystému v řadě ukazatelů monitorovat tak, aby byl získán dostatek dat pro realizaci a následné hodnocení nápravných opatření. Při tomto sledování je třeba, aby kromě tradičního vzorkování povrchových vod, byly sledovány i ostatní složky ekosystému. Biofilmy byly vyhodnoceny jako matrice vhodná pro sledování kontaminace toku antropogenními látkami.



## 7 LITERATURA

- Adams M.S., Ballin U., Gaumert T., Hale B.W., Kausch H., & Kruse R. (2001). Monitoring selected indicators of ecological change in the Elbe River since the fall of the Iron Curtain. *Environmental Conservation*, 28(4), 333–344
- Admiraal W., Blanck H., Buckert-de Jong M., Guasch H., Ivorra N., Lehmann V., Nyström B.A.H., Paulsson M. and Sabater S. (1999): Short-term toxicity of zinc to microbenthic algae and bacteria in a metal polluted stream. *Water Research* 33, 9: 1989-1996
- Amblard C., Couture P., Bourdier G. (1990): Effects of a pulp mill effluent on the structure and metabolism of periphytic algae in experimental streams. *Aquatic Toxicology* 18: 137-161
- Anderson M.A. & Paulson S.I. (1972): A simple and inexpensive wood-float periphyton sampler. *Progve. Fish. Cult.* 34
- Austin A. & Deniseger J. (1985): Periphyton community changes along a heavy metal gradient in a long narrow lake. *Environ. Ex. Bot.* 25, 1: 41-52
- Ayers R.W. & Treacy D.H. (1978): Submerged periphyton sampler. *Progve Fish Cult.* 40: 81-85
- Baborowski M., von Tümpling W., & Friese K. (2004). Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(2), 135–150.
- Barbiero R.P. (2000): A multi-lake comparison of epilithic diatom communities on natural and artificial substrates. *Hydrobiologia* 438: 157-170
- Barchánková J. (2005): Současný stav v problematice polychlorovaných bifenylyů – PCB. *VTEI* 2/2005, *Vodní hospodářství* 6/2005, 1-4
- Barranguet Ch., Charantoni E., Plans M. and Admiraal W. (2000): Short-term response of monospecific and natural algal biofilms to copper exposure. *European Journal of Phycology*, 35:4: 397-406. Cambridge University Press
- Barth J.A.C., Steidle D., Kuntz D., Gocht T., Mouvet C., von Tümpling W., Lobe I., Langenhoff A., Albrechtsen H.-J., Janniche G.S., Morasch B., Hunkeler D. & Grathwohl P. (2007). Deposition, persistence and turnover of pollutants: First results from the EU project Aqua terra for selected river basins and aquifers. *The Science of the Total Environment*, 376(1-3), 40–50
- Batterton J.C.Jr. & Van Baalen C. (1971): Growth responses of blue-green algae to sodium chloride concentration. *Arch. Microbiol.* 76: 151-165
- Baudo R., Giesy J., & Muntau H.(1990). *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*. London: CRC Press.
- Behra R., Landwehrjohann R., Vogel K., Wagner B., & Sigg L. (2002). Copper and zinc content of periphyton from two rivers as a function of dissolved metal concentration. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries*, 64, 300–306.
- Bergemann M., & Gaumert T. (2006). *Gewässergütebericht der Elbe*. Hamburg: Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe

- Besch W.K., Ricard M. and Cantin R. (1972): Benthic diatoms as indicators of mining pollution in the northwest Miramichi River system, New Brunswick, Canada. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 57: 39-73
- Blanck H. (1985): A simple, community level, ecotoxicological test system using samples of periphyton. *Hydrobiologia* 124: 251-261
- Blinn D.W., Fredericksen A. and Korte V. (1980): Colonization rates and community structure of diatoms on 3 different rock substrata in a lotic system. *Br. Phycol. J.* 15: 303-310
- Blum J.L. (1960): Algal populations in flowing waters. *Spec. Pub. Pymatuning Lab. Field Biol.* 2: 11-21
- Boivin Y.M-E., Massieux B., Breure M.A., Greve D.G., Rutgers M. and Admiraal W. (2006): Functional recovery of biofilm bacterial communities after cooper exposure. *Environmental Pollution* 140: 239-246
- Borovec Z., Pivnička K., & Fuksa J.K. (1998). Mercury in Sediments and Fish in Czech Rivers: A Review. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 12, 7–40.
- Brierley C.L., Kelly D.P., Seal K.J. and Best D.J. (1985): *Biotechnology Principles and Applications*. Blackwell Oxford: 163-212
- Brügmann L. (1995). Metals in sediments and suspended matter of the river Elbe. *The Science of the Total Environment*, 159
- BUA (1994). 119 BUA Report: Hexachlorobenzene. CAS-No.118-74-1. BUA (Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance) (Stuttgart: S. Hirzel Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft). In Petrik, J. (2006). The Spolchemie chlor-alkali and chlorine based chemical production plant in Usti nad Labem (Czech Republic) – a case study for unintentional production of hexachlorobenzene, from <http://www.ipen.org>
- Butcher R.W. (1932): Studies on ecology of rivers. The microflora of rivers with special reference to the algae on the river bed. *Ann. Bot.* 46: 813-861
- Calow P. (1993): In: *Handbook of Ecotoxicology*, vol. 1. Blackwell Scientific Publications
- Castenholz R.W. (1961): An evaluation of a submerged glass method of estimating production of attached algae. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 14: 155-159
- Cattaneo A. & Amireault M.C. (1992): How artificial are artificial substrata for periphyton. *Journal of the North Benthological Society* 11: 244-256
- Cerling T.E. & Turner R.R. (1982): Formation of freshwater Fe-Mn coatings on gravel and the behavior of <sup>60</sup>Co, <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in a small watershed. *Geochim. Cosmochim. Acta* 46: 1333-1343
- Cooper J.M. & Wilhm J. (1975): Spatial and temporal variation in productivity, species diversity and pigment diversity of periphyton in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Southw. Nat.* 19: 413-428
- Costerton J.W., Cheby K.J., Geesey G.G., Ladd T.I., Nickel J.C., Dasgupta M. and Marrie T.J. (1987): Bacterial biofilms in nature and disease. *Ann. Rev. Microbiol.* 41: 435-464
- Costerton J.W., Lewadowski Z., De Beer D., Caldwell D., Korber D., & James G. (1994). Biofilms, the customized microniche. *Journal of Bacteriology*, 176, 2137–2142

- Courtney K.D. (1979). Hexachlorobenzene (HCB): A review. *Environmental Research*, 20(2), 225–266
- Creclius E.A. (1975): The geochemical cycle of arsenic in Lake Washington and its relation to other elements. *Limnol. Oceanogr.* 20: 441-451
- Cushing C.E., Watson D.G., Scott A.J. and Gurtisen J.M. (1981): Decrease of radionuclides in Columbia River biota following closure of Hanford reactors. *Health Physics* 41: 59-67
- ČSN 75 7221 Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod. Český normalizační institut, 1998
- ČSN EN ISO/IEC 17025 (01 5253) Posuzování shody - Všeobecné požadavky na způsobilost zkušebních a kalibračních laboratoří. Český normalizační institut, 2005
- Danilov R.A. & Ekelund N.G.A. (2001): Comparison of usefulness of three types of artificial substrata (glass, wood and plastic) when studying settlement patterns of periphyton in lakes of different trophic status. *Journal of Microb. Methods* 45: 167-170
- Davis J.A. & Leckie J.O. (1978): Effect of adsorbed complexing ligands on trace metal uptake by hydrous oxides. *Environmental Sci. Technol.* 12, 12: 1309-1315
- Demirezen D., & Aksoy A. (2004). Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) Libiny in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere*, 56(7), 685–696
- Deniseger J., Austin A. and Lucey W.P. (1986): Periphyton communities in a pristine mountain stream above and below mining operations. *Freshwater Biology* 16: 209-218
- Denkhaus E., Meisen S., Telgheder U., & Wingender J. (2007). Chemical and physical methods for characterization of biofilms. *Mikrochimica Acta*, 158(1-2), 1–27
- Denny P. & Welsh R.P. (1979): Lead accumulation in plankton blooms from Ullswater, the English Lake District. *Environmental Pollution* 18: 1-9
- Dickman M. (1969): A quantitative method for assessing the toxic effects of some water soluble substance, based on changes in periphyton community structure. *Water Research* 3: 963-972
- Dickman M.D. & Gochnauer M.B. (1978): Impact of sodium chloride on the microbiota of a small stream. *Environmental Pollution* 17: 109-126
- Dohnal A. (2009): Řeka Bílina opustí potrubí. *Hornické listy, ročník XVII., duben 2009. Severočeské doly a. s., Chomutov, str. 19*
- Dong D., Hua X., Li Y. and Li Z. (2002): Lead adsorption to metal oxides and organic material of freshwater surface coatings determined using a novel selective extraction method. *Environmental Pollution* 119: 317-321
- Donlan R.M. (2002). Biofilms: Microbial Life on Surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9), 881–890
- Durrieu G., Maury-Brachet R., Girardin M., Rochard E., & Boudou A. (2005). Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu and Hg) of eight fish species in the Gironde Estuary (France). *Estuaries*, 28(4), 581–591
- Dvořák M. a Matoušková M. (2008): Ekohydromorfologický průzkum a antropogenní transformace řeky Bíliny. In: Matoušková M. (ed.) (2008): Ekohydrologický monitoring vodních

toků v kontextu evropské Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES. PřF UK Praha. ISBN 978-80-86561-54-7, 37-153

Eichenburger E. (1967): Ökologische Untersuchungen an Modellfliessengewässern. I. Die Jahreszeitliche Verteilung der bestandesbildenden pflanzlichen Organismen bei verscheidener Abwasserbelastung. Schweiz. Z. Hydrobiol. 29: 1-31

Evans D.W. & Giesy J.P.Jr. (1978): Trace metal concentration in a stream-swamp system receiving coal ash effluent. pp. 782-790. In: Wali MK (ed.): Ecology and Coal Resource Development, Vol. 2. Proceedings of The International Congress Energy and The Ecosystem, Grand Fork, ND

Farag A.M., Nimick D.A., Kimball B.A., Church S.E., Harper D.D., & Brumbaugh W.G. (2007). Concentrations of Metals in Water, Sediment, Biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and Fish in the Boulder River Watershed, Montana, and the Role of Colloids in Metal Uptake. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 52, 397–409

Farag A.M., Woodward D.F., Goldstein J.N., Brumbaugh & W.G., Meyer J.S. (1998). Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic invertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 34, 119–127

Ferris F.G. & Beveridge T.J. (1984): Functions of bacterial cell surface structures. Bioscience 35: 172-177

Filip S.D. & Lynn R.I. (1972): Mercury accumulation by fresh water algae *Selenastrum capricornutum*. Chemosphere 6: 251-254

Flemming H.-C. (1993). Biofilms and environmental protection. Water Science and Technology, 27(7-8), 1–10

Flemming H.-C. (1995). Sorption sites in biofilms. Water Science and Technology, 32(8), 27–33

Flemming H.C., Wingender J., Mayer C., Körsgens V. and Borchard W. (2000): Cohesiveness in biofilm matrix polymers. pp. 87-105. In: Lappin-Scott H.M., Gilbert P., Wilson M., Allison D. (eds.): Community Structure and Co-operation in Biofilms. SGM symposium 59. Cambridge University Press

Ford T. & Mitchell R. (1993): Microbial transport of toxic metals. pp. 83-101. In: Mitchel R. (ed.): Environmental Microbiology. John Wiley, New York

Franke S., Heinzl N., Specht M., & Francke W. (2005). Identification of organic pollutants in waters and sediments from the Lower Mulde River area. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 33(5), 519–542

Friant S.L. & Koerner H. (1981): Use of in situ artificial substrate for biological accumulation and monitoring of aqueous trace metals. A preliminary field investigation. Wat. Res. 15: 161-167

Friese K., Mages M., Wendt-Potthoff K. and Neu T.R. (1997): Determination of heavy metals in biofilms from the River Elbe by total-reflection X-ray fluorescence spectrometry. Spectrochimica Acta Part B 52: 1019-1025

Frost P.C., & Elser J.J. (2002). Growth responses of littoral mayflies to the phosphorus content of their food. Ecology Letters, 5, 232–240



- Fuchs S., Haritopoulou T., & Wilhelmi M. (1996). Biofilms in freshwater ecosystems and their use as a pollutant monitor. *Water Science and Technology*, 34(7-8), 137–140
- Fujita M. & Hashizuma K. (1975): Status of uptake of mercury by the fresh water diatom, *Synedra ulna*. *Water Res.* 9: 889-894
- Fuksa J.K. (2002): Biomonitoring českého Labe. Výsledky z let 1993-1996-1999. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha, 103 s.
- Fuksa J.K., Baudišová D., Desortová B., Havel L., Kokeš J., Slavík O., Stuchlík E., Svoboda J., Svobodová Z., Vymazalová E. (2004): Cyklický biomonitoring vybraných složek ekosystému Labe. VÚV T.G.M., Praha.
- Fukuda M., Ashida A., Tomaru Y. and Nakano S. (2004): An improved method for collecting heterotrophic microorganisms living on pebbles in streams. *Limnology* 5: 41-46
- Gale N.L., Wixon B.G., Hardie M.G. and Jennet J.C. (1973): Aquatic organism and heavy metals in Missouri's New Lead Belt. *Res. Bull.* 9: 673-688
- Gantzer C.J., Rittman B.E. and Herricks E.E. (1988): Mass transport to streambed biofilms. *Water Res.* 22, 6: 709-722
- Geesey G.G. (1982): Microbial exopolymers: Ecological and economical considerations. *ASM News* 48: 9-14
- Genter R.B. & Lehman R.M. (2000): Metal toxicity inferred from algal population density, heterotrophic substrate use, and fatty acid profile in a small stream. *Environmental Toxicology And Chemistry* 19: 869-878
- Gerhart D.Z., Anderson S.M. and Richter J. (1977): Toxicity bioassays with periphyton communities: design of experimental streams. *Wat. Res.* 11: 567-570
- Gewurtz S.B., Lazar R., & Haffner G.D. (2000). Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon and polychlorinated biphenyl dynamics in benthic invertebrates of lake Eire, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2943–2950.
- Glooschenko W.A. (1969): Accumulation of <sup>203</sup>Hg by the marine diatom *Chaetoceros costatum*. *J. Physcol.* 5: 224-226
- Gold C, Feurtet-Mazel A, Coste M and Boudou A (2003a): Effects of cadmium stress on periphytic diatom communities in indoor artificial streams. *Freshwater Biology* 48: 316-328
- Gold C., Feurtet-Mazel A., Coste M. and Boudou A. (2002): Field transfer of periphytic diatom communities to assess short-term structural effects of metals (Cd, Zn) in rivers. *Water Research* 36: 3654-3664
- Gold C., Feurtet-Mazel A., Coste M. and Boudou A. (2003b): Impacts of Cd and Zn on the development of periphytic diatom communities in artificial streams located along a river pollution gradient. *Archives of Environ. Contam. And Toxicol.* 44: 189-197
- Górecki T. & Namieśnik J. (2002): Passive sampling. *Trends in Analytical Chemistry* 21, 4: 276-291
- Greger M., & Kautsky L. (1991). Effects of Cu, Pb and Zn on two *Potamogeton* species grown under field conditions. *Plant Ecology*, 97(2), 173–184.

- Grzenda A.R. & Brehmer M.L. (1960): A quantitative Method for the collection and measurement of stream periphyton. *Limnol. Oceanogr.* 5: 190-194
- Guillite O. (1995): Bioreceptivity: a new concept for building ecology studies. *Sci. Total Environ.* 167: 215-220
- Hamilton W.A. & Characklis W.G. (1989): Relative activities of cells in suspension and in biofilms. pp. 199-219. In: Characklis W.G. and Wilderer P.A. (eds.): *Structure and function of biofilms.* John Wiley, New York
- Hamilton W.A. (1987): Biofilms: microbial interactions and metabolic activities. pp. 361-385. In: Fletcher M., Gray T.R.G. and Jones J.G. (eds.): *Ecology of microbial environments.* Cambridge Univ. Press
- Havel L. a kol. (2005-2008): Vlivy antropogenně silně pozmeněných povodí na kvalitu odtékající vody". In: Mičaník T. a kol. (2005-2008): *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. Výzkumný záměr MŽP ČR 0002071101.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha
- Havel L., Vlasák P. a Kohušová K. (2008): Jezero Chabařovice – první řízené zatápění zbytkové jámy po těžbě uhlí v ČR. *Sborník příspěvků Magdeburského semináře o ochraně vod, 7.–10. 10. 2008, Magdeburk, Německo, 163-165*
- Havel L., Vlasák P., Kohušová K., Soldán T., Randák T., Šťastný J. (2010): Hodnocení kontaminace vybraných složek ekosystému Bíliny (povodí Labe, Česká republika). *Sborník příspěvků Magdeburského semináře o ochraně vod 2010, 4.-6.10.2010 Teplice, 188-190*
- Havlík A., Just, T. a Slavík O. (1997a): *Ekologická studie povodí Bíliny. 1. díl. Podrobná ekologická studie.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha
- Havlík A., Just, T. a Slavík O. (1997b): *Ekologická studie povodí Bíliny. 2. díl. Kvalita vody a produkce znečištění v povodí Bíliny.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha
- Heemken O.P., Reincke H., Stachel B., & Theobald N. (2001). The occurrence of xenoestrogens in the Elbe River and the North Sea. *Chemosphere*, 45, 245–259
- Heininger P., Pelzer J., Claus E., & Pfitzner S. (2003). Results of Long-term Sediment Quality Studies on the River Elbe. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(4-5), 356–367.
- Heinisch E., Kettrup A., Bergheim W., Martens D., & Wenzel S. (2005a). Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media. 2. The insecticide DDT, constituents, metabolites. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(2), 69–85.
- Heinisch E., Kettrup A., Bergheim W., Martens D., & Wenzel S. (2005b). Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media. 3. The isomers of Hexachlorocyclohexane. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(6), 444–462.
- Hellawell J.M. (1978): *Biological surveillance of rivers.* Water Research Centre, Stevenage
- Heukelekian H. & Heller A. (1940): Relation between food concentration and surface for bacterial growth. *J. Bacteriol.* 40: 547-558
- Hickman M. & Klarer D.M. (1975): The effect of the discharge of thermal effluent from a power station on the primary productivity of an epiphytic algal community. *Br. Phycol. J.* 10: 81-91

Hill W.R. & Larsen I.L. (2005): Growth dilution of metals in microalgal biofilms. *Environmental Science and Technology* 39, 6: 1513-1518

Hill W.R. & Napolitano G.E. (1997): PCB congener accumulation by periphyton, herbivores and omnivores. *Archive of Environmental Contamination and Toxicology* 32, 4: 449-455

Hillebrand H. & Kahlert M. (2001): Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnol. Oceanogr.* 46: 1881-1898

Holding K.L., Gill R.A. & Carter J. (2001): The relationship between epilithic periphyton (biofilm) bound metals and metals bound to sediments in freshwater systems. *Environmental Geochemistry and Health* 25: 87-93

Hutchinson T.C., Fedorenko A., Fitchko J., Kuja A., Van Loon J. and Lichwa J. (1975): Movement nad compartmentation of nickel and cooper in an aquatic ecosystem. pp. 89-105. In: *Trace Substances in Environmental Health, IX*. University of Missouri Press, Columbia

Hypr D., Halířová J. a Beránková D. (2002): Hodnocení zatížení plavenin a sedimentů v českém úseku povodí Labe v letech 1999-2001. *Vodní hospodářství* 9/2002: 256-257

Characklis W.G. (1973): Attached microbial growths-II. Frictional resistance due to microbial slimes. *Wat. Res.* 7: 1249-1258

Characklis W.G. (1990): Biofilm processes. pp. 195-232. In: Characklis W.G. and Marshall K.C. (eds.): *Biofilms*. John Wiley, New York

Characklis W.G., & Marshall K.C. (1990). *Biofilms*. New York: John Wiley

Charley R.C. & Bull A.T. (1979): Bioaccumulation of silver by a multispecies community of bacteria. *Arch. Microbiol.* 123: 239-244

Chessman B.C. & McCallum S.D. (1981): A simple and inexpensive artificial substrate unit for obtaining periphyton collections from streams. *Water Research* 15: 351-352

Christensen, B. E. & Characklis, W. G. (1990). Physical properties of biofilms. In *Biofilms* , pp. 93-130. In: Characklis W.G. and Marshall K.C. (eds.): *Biofilms*. John Wiley, New York

Internet 01: [http://biofilmbook.hypertextbookshop.com/public\\_version/](http://biofilmbook.hypertextbookshop.com/public_version/)

Internet 02: <http://www.poh.cz>

Internet 03: <http://www.unipetrol.cz/cs/index.html>

Internet 04: <http://www.spolchemie.cz/index.aspx?id=1>

Internet 05: <http://www.cizp.cz/Havarie-na-vodach>

Internet 06: <http://www.enviport.cz/mazut-ktery-na-mostecku-zn-67767.aspx>

Internet 07: [http://chomutovsky.denik.cz/zpravy\\_region/povodi-v-biline-plavalo-tisickrat-vice-jedu-nez-po.html](http://chomutovsky.denik.cz/zpravy_region/povodi-v-biline-plavalo-tisickrat-vice-jedu-nez-po.html)

Internet 08: <http://domaci.ihned.cz/c1-39607620-ropna-skvrna-se-rozsirila-uz-znecistila-reku-bilinu-a-pronikla-do-labe>

Internet 09: <http://www.ekolist.cz/zprava.shtml?x=2211503>

Internet 10: <http://www.naseadresa.cz/cz/s347/c908-Zpravodajsky-portal/n28633-ekologie-havarie-uhyn-tragedie-ekologicka-voda-reka-ryby>

Internet 11: <http://www.enviweb.cz/clanek/havarie/82760/policie-za-ekologickou-havarii-na-biline-mohou-pracovnici-chemicky>

Internet 12: <http://www.unipetrolrpa.cz/cs/sd/novinky/tiskove-zpravy/02-02-2010.html>

Internet 13: [http://mostecky.denik.cz/zpravy\\_region/v-moste-vytekly-do-reky-biliny-chemikalie20100724.html](http://mostecky.denik.cz/zpravy_region/v-moste-vytekly-do-reky-biliny-chemikalie20100724.html)

Internet 14: <http://voda.chmi.cz/ojv2/acttscon.php>

Internet 15: <http://www.irz.cz/>

Internet 16: <http://kontaminace.cenia.cz/>

Internet 17: <http://www.vuv.cz/spolchemie-usti-nad-labem>

Internet 18: [http://www.spolchemie.cz/dwn/Hodnoceni\\_dopadu\\_2006.pdf](http://www.spolchemie.cz/dwn/Hodnoceni_dopadu_2006.pdf)

Internet 19: [http://www.cizp.cz/512\\_COV-Usti-n-L-Nestemice-napojeni-odpadnich-vod-z-arealu-podniku-Spolchemie](http://www.cizp.cz/512_COV-Usti-n-L-Nestemice-napojeni-odpadnich-vod-z-arealu-podniku-Spolchemie)

Internet 20: <http://www.enviport.cz/print.aspx?assID=7054>

Internet 21: <http://www.schp.cz/html/index.php?s1=1&s2=4&s3=8&lng=1>

Internet 22: <http://www.bezjedu.arnika.org/chemicke-latky/polychlorovane-bifenyly-pcb>

Internet 23: <http://vitejtenazemi.cenia.cz/slovník/index.php?article=367>

Internet 24: <http://www.vuv.cz/vyzkum-vlivu-emisi-specificky-organicky-polutantu-na-slozky-vodnich-ekosystemu>

Ivorra N., Bremer S., Guasch H., Kraak M.H.S. and Admiraal W. (2000): Differences in the sensitivity of benthic microalgae to Zn and Cd regarding biofilm development and exposure history. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 5: 1332-1339

Ivorra N., Hettelaar J., Tubbing G.M.J., Kraak M.H.S., Sabater S., & Admiraal W. (1999). Translocation of microbenthic assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 19–28

Jarvie H.P., Neal C., Warwick A., White J., Neal M., Wickham H.D., Hill L.K. and Andrews M.C. (2002): Phosphorus uptake into algal biofilms in a lowland chalk river. *The Science of the Total Environment* 282-283: 353-373

Jenne E.A. (1968): Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: The significant role of hydrous Mn and Fe oxides. pp. 337-387. In: Gould RF (ed.): *Advances in Chemistry Series. Trace Inorganics in Water*. 73. American Chemical Society Publications, Washington

Jenne E.A. (1977): Trace element sorption by sediments and soils – Sites and processes. pp. 425-553. In: Chappel W. & Petersen W. (eds.): *Symposium on Molybdenum in The Environment*, Vol. 2. M. Dekker, Inc., New York



- Jeppesen E., Sondergaard M., Christoffersen K., Theil-Neilsen J., & Jürgens K. (2002). Cascading trophic interactions in the litterol zone: An enclosure experiment in shallow Lake Stigsholm, Denmark. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 153, 533–555
- Johnson G.D., McIntosh A.W. and Atchison G.J. (1978): The use of periphyton as a monitor of trace elements in two contaminated Indiana lakes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 733-740
- Jones H.C., Roth I.L. and Saunders W.M. (1969): Electron microscopic study of a slime layer. *J. Bacteriol.* 99: 316-325
- Just T. (1999): Kvalita vody v Bílině a zdroje znečištění v jejím povodí. *Vodní hospodářství* 9: 181-185
- Kalff J. (2002): *Limnology*. Prentice Hall, pp. 592
- Kalinová M. (2002): Zatížení Labe DDT. *VTEI* 2/2002, *Vodní hospodářství* 6/2002, 1-3
- Kaufman L.H. (1982): Stream aufwuchs accumulation: Disturbance frequency and stress resistance and resilience. *Oecologia* (Berlin) 52: 57-63
- Kinniburgh D.G. and Jackson M.L. (1981): Cation absorption by hydrous metal oxides and clay. pp. 91-153. In: Anderson M.A. & Rubin A.J. (eds.): *Adsorption of Inorganics at Solid-liquid Interfaces*. chapter 3. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor
- Klemm W., Greif A., Broekaert J.A.C., Siemens V., Junge F.W., van der Veen A., Schultze M., & Duffek A. (2005). A study on arsenic and the heavy metals in the Mulde river system. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33(5), 475–491.
- Koňušová K., Havel L. a Vlasák P. (2008): Hydrická rekultivace zbytkové jámy po těžbě uhlí – počáteční stav. *Sborník příspěvků Magdeburského semináře o ochraně vod*, 7.–10. 10. 2008, Magdeburk, Německo, 160-162
- Kosinski R.J. (1984): The effect of Terrestrial Herbicides on the Community Structure of Stream Periphyton. *Environ. Pollut. (Series A)* 36: 165-189
- Kowalik C., Kraft J., & Einax J.W. (2003). The Situation of the German Elbe Tributaries – Development of the Loads in the Last 10 Years. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(4-5), 334–345.
- Kröpfel K., Vladár P., Szabó K., Ács E., Borsodi A.K., Szikora S., Caroli S., & Zárny G. (2006). Chemical and biological characterisation of biofilms formed on different substrata in Tisza river (Hungary). *Environmental Pollution*, 144, 626–631
- Kužílek V. a Tolma V. (2001): Kontaminace labských sedimentů a plavenin polychlorovanými bifenyly a hexachlorbenzenem. *Vodní hospodářství* 10/2001, příloha *VTEI* 3/2001, 12-13
- Lamb M.A. and Lowe R.L. (1981): A preliminary investigation of the effect of current speed on periphyton community structure. *Micron*. 12: 211-212
- Landrum P.F., & Robbins J.A.(1990). Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. In R. Baudo J. Giesy & H. Muntau H. (Eds.), *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*. (pp. 237-257). London: CRC Press.
- Langhammer J. (2003): Hodnocení plošných zdrojů znečištění povrchových vod. Závěrečná zpráva grantu GAČR 205/00/P052. PŘF UK, Praha

- Lawrence J.R., Scharf B., Packroff G. and Neu T.R. (2002): Microscale evaluation of the effects of grazing by invertebrates with contrasting feeding modes on river biofilm architecture and composition. *Microb. Ecol.* 44: 199-207
- Lehmann V., Tubbing J.M.G. and Admiraal W. (1999): Induced metal tolerance in microbenthic communities from three lowland rivers with different metal loads. *Archives of Environ. Contam. And Toxicol.* 36: 384-391
- LeLand H.V. and Carter J.L. (1985): Effects of copper on production of periphyton nitrogen fixation and processing of leaf litter in a Sierra Nevada, California, stream. *Freshwater Biol.* 15: 155-173
- Leontovyčová D. (2003): Komplexní monitoring na vybraných profilech státní sítě sledování kvality vody v ČHMÚ. *Acta Facultatis Ecologiae* 10, Suppl. 1: 255-257
- Lewandowski Z., Stoodley P., Altobelli S., & Fukushima E. (1994). Hydrodynamics and kinetics in biofilm systems – recent advances and new problems. *Water Science and Technology*, 29(10-11), 223–229.
- Lewin J. (1966): Silicon metabolism in diatoms: V. Germanium dioxide, a specific inhibitor of diatom growth. *Phycologia* 6: 1-12
- Li Y., Wang X., Guo S. and Dong D. (2006): Cu and Zn adsorption onto non-residual and residual components in the natural surface coatings samples (NSCSs) in the Songhua River. *Environ. Pollution* 143: 221-227
- Liška M. (2005): Biomonitoring stopových prvků, polychlorovaných bifenyly a organochlorových pesticidů v říčních ekosystémech ČR. *Vodní hospodářství* 2: 38-40
- Liu M., Cheng S., Ou D., Yang Y., Liu H., Hou L., Gao L., & Xu S. (2008). Organochlorine pesticides in surface sediments and suspended particulate matters from the Yangtze estuary, China. *Environmental Pollution*, 156, 168–173
- Lochovský P. (2008): Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy. VTEI, příloha Vodního hospodářství č. 10/2008, 8-12
- Lorch H.-J. and Ottow C.G. (1985): Use of bacteria attached to submerged macrophytes and glass slides as indicators of an increasing water pollution. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2297-2302
- Lotufo G.R. (1998). Bioaccumulation of sediment-associated fluoranthene in benthic copepods: uptake, elimination and biotransformation. *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)*, 44, 1–15.
- Lyautey E., Jackson R.C., Cayrou J., Rols J.-L. and Garabétian F. (2005): Bacterial community succession in natural river biofilm assemblages. *Microbial Ecology* 50: 589-601
- Mages M., Óvári M., Tümping W., & Kröpl K. (2004). Biofilms as bio-indicator for polluted waters? Total reflection X-ray fluorescence analysis of biofilms of the Tisza river (Hungary). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 378, 1095–1101
- Malanchuk J.L. and Kollig H.P. (1985): Integrated use of physical and mathematical models to evaluate ecological effects. *Water, Air and Soil Pollut.* 24: 267-281
- Markert B., Oehlmann J. and Roth M. (1997): General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. *ACS Symposium Series* 654: 17-29

Massieux B., Boivin M.E.Y., Van den Ende F.P., Langenskiöld J., Marvan P., Barranguet C., Admiraal W., Laanbroek H.J. and Zwart G. (2004): Analysis structural and physiological profiles to assess the effect of Cu on biofilm forming microbial communities. *Applied Environmental Microbiology* 70: 4512-4521

Mayer C., Moritz R., Kirschner C., Borchard W., Maibaum R., Wingender J. and Flemming H.-C. (1999): The role of intermolecular interactions: studies on model systems for bacterial biofilms. *Int. J. Biol. Macromol.* 26: 3-16

McCormick P.V. and Cairns J. (1994): Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6: 509-526

McIntire C.D. (1966): Some effects of current velocity on the periphyton communities in laboratory streams. *Hydrobiol.* 27: 559-570

Means J.C., Wood S.G. Hessett J.J. and Danwart W.L. (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environ. Sci. Tech.* 14, 12: 1524-1528

Milne J.B. and Dickman M. (1977): Lead concentrations in algae and plants grown over lead contaminated sediments taken from snow dumps in Ottawa, Canada. *J. Envir. Sci. Hlth.* A12, 4+5: 173-189

Mohamed M.N., Lawrence J.R. and Robarts R.D. (1998): Phosphorus limitation of heterotrophic biofilms from the Fraser river, British Columbia, and the effect of pulp mill effluent. *Microbial Ecology* 36: 121-130

Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

Neal E.C., Patten B.C. and DePoe C.E. (1967): Periphyton growth on artificial substrates in a radioactively contaminated lake. *Ecology* 48: 918-924

Nesměrák, I. (2009): K problematice náhrad hodnot pod mezí stanovitelnosti při chemických analýzách a monitorování stavu vod. Výzkumný ústav vodohospodářský, v.v.i., Praha ISBN 978-80-85900-90-3, 110 s.

Neu T.R., & Marshall K.C. (1990). Bacterial polymers physicochemical aspects of their interactions at interfaces. *Journal of Biomaterials Applications*, 5(2), 107–133

Newman M.C. and McIntosh A.W. (1989): Appropriateness of Aufwuchs as a Monitor of Bioaccumulation. *Environ. Pollution* 60: 83-100

Newman M.C., Alberts J.J. and Greenhut V.A. (1985): Geochemical factors complicating the use of aufwuchs to monitor bioaccumulation of arsenik, kadmium, chromium, copper and zinc. *Wat. Res.* 19, 9: 1157-1165

Newman M.C., McIntosh A.W. and Greenhut V.A. (1983): Geochemical factors complicating the use of aufwuchs as a biomonitor for lead levels in two New Persey reservoirs. *Wat. Res.* 17, 6: 625-630

Odum E.P. (1971): *Fundamentals of Ecology*. W.B.Saunders Co., Philadelphia, 574 pp.

Oliver B.G., & Pugsley C.W.(1986). Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments. *Water Pollut. Res. Jour. Canada*, 21, 368-379. In Petrlik, J. (2006). *The Spolchemie chlor-alkali and*

chlorine based chemical production plant in Usti nad Labem (Czech Republic) – a case study for unintentional production of hexachlorobenzene, from <http://www.ipen.org>

Palmer P.T. (2001): A review of analytical methods for the determination of Mercury, arsenic, and pesticide residues on museum objects. *Collection Forum* 16, 1-2: 25-41

Patrick F.M. and Loutit M.W. (1977): The uptake of heavy metals by epiphytic bacteria on *Alisma plantago-aquatica*. *Water Res.* 11: 699-703

Patrick R. (1949): A proposed biological measure of stream conditions based on survey of the Conestoga Basin, Lancaster Country, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philad.* 101: 277-341

Patrick R. (1973): Diatoms as bioassay organisms. In *Bioassay techniques and environmental chemistry*. pp. 139-151. In: Glass GE (ed.): Ann Arbor, Michigan, Ann Arbor Scientific

Patrick R. (1978): Effects of trace metals in the aquatic ecosystem. *Am. Sci.* 66: 185-191

Patrick R., Hohn M.H. and Wallace J.H. (1954): A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Notul. Nat.* 259: 1-12

Peng K., Luo C., Lou L., Li X., & Shen Z. (2008). Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *The Science of the Total Environment*, 392(1), 22–29

Petrlik J. (2006). The Spolchemie chlor-alkali and chlorine based chemical production plant in Usti nad Labem (Czech Republic) – a case study for unintentional production of hexachlorobenzene, from <http://www.ipen.org>

Pitter P. (1999): *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, 568 s.

Poupě J. (1994): Změny v druhové skladbě rybiho společenství řeky Bíliny v důsledku trvalého znečišťování. *Znalecký posudek pro Územní výbor ČRS v Ústí nad Labem*, 15 s.

Povodí Ohře (1986): *Významná vodohospodářská díla povodí Ohře*. Nakladatelství technické literatury, Praha

Povodí Ohře (2010): Informační zpráva č. 5/2009 ze dne 27.1.2010 o mimořádné události na vodních tocích nebo vodních dílech ve správě státního podniku Povodí Ohře. Specifikace mimořádné události: únik pyrolýzních benzínů z areálu Unipetrolu RPA

Povodí Ohře s.p. (2003): Program opatření dle směrnice 78/659 EEC pro úsek Bílina. Na zlepšení jakosti vody vhodné pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů na období 2004-2009 pro úsek Bílina. Pro MZE ČR. 13 str.

Pringle J.H. & Fletcher M. (1983): Influence of substratum wettability on attachment of freshwater bacteria to solid surfaces. *Applied and Environmental Microbiology* 45, 811-817

Punčochář P., Desortová B. and Straškrabová V. (1984): Využití analýzy mikrobiálních složek společenstva nárostů k hodnocení kvality vody mělkých toků. *Ústav krajinné ekologie ČSAV, Praha*. 64 pp.

Pusch M., Fiebig D., Brettar I., Eisenmann H., Ellis B.K., Kaplan L.A., Lock M.A., Naegeli M.W. and Traunspurger W. (1998): The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biology* 40: 453-495



Ramelow G.J., Maples R.S., Thompson R.L., Mueller C.S., Webre C. and Beck J.N. (1987): Periphyton as monitors of heavy metal pollution in the Calcasieu River Estuary. *Environmental Pollution* 43: 247-261

Rodgers J.H., Dickson K.L. and Cairns J.Jr. (1979): A review and analysis of some methods used to measure functional aspects of periphyton. pp. 142-167. In: Weitzel RL (ed.): *Methods and measurements of periphyton communities: A review*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia

Roch M., Nordin R.N., Austin A., McKean C.J.P., Denisger J., Kathman R.D., McCarter J.A. and Clark M.J.R. (1985): The effects of heavy metal contamination on the aquatic biota of Buttle Lake and the Campbell River Drainage (Canada). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 347-362

Rose F.L. and Cushing C.E. (1970): Periphyton: Autoradiography of zinc-65 adsorption. *Science* 168: 576-577

Rushforth S.R., Brotherson J.D., Fungladda N. and Evenson W.E. (1981): The effect of dissolved heavy metals on attached diatoms in the Uintah Basin of Utah, U.S.A. *Hydrobiologia* 83: 313-323

Sakata M. (1987): Relationship between adsorption of arsenic (III) and boron by soil and soil properties. *Environ. Sci. Technol.* 21, 11: 1126-1130

Schindler J., Lochovský P., Tolma V., Kužilek V., & Vilimec J.(1997). Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen. (In Teilprojekt: Tschechische Elbenebenflüsse (pp. 231-238). Prague: T.G.Masaryk Water Research Institution, PRI.

Schopf J.W., Hayes J.M. and Walter M.R. (1983): Evolution on earth's earliest ecosystems: recent progress and unsolved problem. In: J.W.Schopf (eds.): *Earth's earliest biosphere*. Princeton Univ. Press, New Persey: 361-384

Schorer M. and Eisele M. (1997): Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Water, Air and Soil Pollution* 99: 651-659

Schultz-Baldes M. and Lewin R.A. (1976): Lead uptake in two marine phytoplankton organisms. *Biol. Bull.* 150: 118-127

Simon M. (1991). Die Belastung der Elbe und ihrer Hauptnebenflüsse auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. *Wasserwirtschaft-Wassertech*, 41, 23–27.

Sládečková A. (1962): Limnological methods for the periphyton („Aufwuchs“) community. *Bot. Rev.* 28, 2: 286-350

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (ve znění dodatků)

Směrnice 86/280/EHS ze dne 12. června 1986 o mezních hodnotách a jakostních cílech pro vypouštění určitých nebezpečných látek (ve znění dodatků)

Stachel B., Ehrhorn U., Heemken O.P., Lepom P., Reincke H., Sawal G., & Theobald N. (2003). Xenoestrogens in the River Elbe and its tributaries. *Environmental Pollution*, 124(3), 497–507

Stachel B., Jantzen E., Knoth W., Krüger F., Lepom P., Oetken M., Reincke H., Sawal G., Schwartz R., & Uhlig S. (2005). The Elbe flood in August 2002 – Organic contaminants in sediment samples taken after the flood event. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 40(2), 265–287

- Stachel R., Götz R., Herrmann T., Krüger F., Knoth W., Päpke O., Rauhut U., Reincke H., Schwartz R., Steeg E., & Uhlig S. (2004). The Elbe flood in August 2002 – occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F) and dioxin-like PCB in suspended particulate matter (SPM), sediment and fish. *Water Science and Technology*, 50(5), 309–316.
- Steen W.C. and Karickhoff S.W. (1981): Biosorption of hydrophobic organic pollutants by mixed microbial populations. *Chemosphere* 10, 1: 27-32
- Stern D.H. and Stern M.S. (1975): An improved inexpensive periphyton sampler. *Progve. Fish. Cult.* 37: 55-56
- Stevenson R.J. and Stoermer E.F. (1982): Abundance patterns of diatoms on *Cladophora* in Lake Huron, North America, with respect to a point source of wastewater treatment plant effluent. *J.Great Lakes Res.* 8: 184-195
- Strandberg G.W., Shumate S.E. and Parrot J.R. (1981): Microbial cells as biosorbents for heavy metals: accumulation of uranium by *Saccharomyces cerevisiae* and *Pseudomonas aeruginosa*. *Appl. Environ. Microbiol.* 41: 237-245
- Sutherland I.W. (1984): Microbial exopolysaccharides – their role in microbial adhesion in aqueous systems. *CRC Crit. Rev. Microbiol.* 10: 173-201
- Sutherland I.W.(2001): Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. *Microbiology* 147: 3-9
- Svobodová Z. a Bastl J. (1993): Monitoring cizorodých látek v rybách z řeky Bíliny. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 29 (4), 123-131
- Teissier S., Garabetian F., Torre M., Dalger D. and Labroue L. (2002): Impact of urban centre on the nitrogen cycle processes of epilithic biofilms during a summer low-water period. *River Research and Applications* 18: 21-30
- Tilley L.J. and Haushild W.L. (1975): Use of productivity of periphyton to estimate water quality. *Journal WPCF* 47, 8: 2157-2172
- Tolász R., Míková T., Valeriánová A. a Voženílek V. (2007): Atlas podnebí Česka. Univerzita Palackého v Olomouci - ČHMÚ, Praha, 256 s.
- Trollope D.R. and Ewans B. (1976): Concentrations of copper, iron, lead, nickel and zinc in freshwater algal blooms. *Environ. Pollut.* 11: 109-116
- Tunlid A. and White D.C. (1990): Use of lipid biomarkers in environmental samples. pp. 259-274. In: Fox A, Morgan SL, Larsson L and Odham G (eds.): *Analytical Microbiology Methods*. Plenum Press, New York
- Umlauf G., Bidoglio G., Christoph E.H., Kampheus J., Krüger F., Landmann D., Schulz A.J., Schwartz R., Severin K., Stachel B., & Stehr D. (2005). The situation of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs after the flooding of River Elbe and Mulde in 2002. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 33(5), 543–554
- van Loosdrecht M.C.M., Eikelboom D., Gjaltema A., Mulder A., Tjihuis L., & Heijnen J.J. (1995). Biofilm structures. *Water Science and Technology*, 32(8), 35–43
- Veselý, J. (1994). Kontaminace českých řek stopovými prvky. O prvé regionální studii říčních sedimentů v ČR. *Vesmír*, 73(10), 558–560

- Vink R.J., Behrendt H., & Salomons W. (1999). Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area: Comparing heavy metals emissions with transported river loads. *Hydrobiologia*, 410, 207–314.
- Vis C., Hudon C., Cattaneo A. and Pinel-Alloul B. (1998): Periphyton as an indicator of water quality in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Environmental Pollution* 101: 13-24
- Vlasák a kol. (1997): Likvidace následků důlní činnosti, rekultivace zbytkových jam po povrchové těžbě, denaturalizace těžebních oblastí. Zpráva VÚV T.G.M., č. 407/210 pro MŽP ČR, 58 s.
- Vlasák P. a kol. (2008-2010): Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika), evid. č. SP/1b7/124/08. Zprávy Resortního programu výzkumu v působnosti Ministerstva životního prostředí s počátkem řešení projektů v roce 2008. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha, 45 s.
- Vlasák P., Havel L. a kol. (2005-2008): Hydro-ekologická revitalizace krajiny ovlivněné lidskou činností. In: Mičaník T. a kol. (2005-2008): 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. Výzkumný záměr MŽP ČR 0002071101. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha
- Vlasák P., Havel L., Kašpárek L. a Vránek T. (2002-2004): Hydrologie a kvalita vodních toků podkrušnohorské oblasti. Zprávy pro OOV MŽP. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha
- Vlasák P., Havel L., Kučera J., Vránek Z. a Ondráková D. (2003-2005): Ekologická studie Bíliny. Zprávy pro OOV MŽP. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha
- Vlasák P., Havel L., Vaculík M., Novák M. a Šťastný J. (2009): Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika), evid. č. SP/1b7/124/08, Část 1: Ekologické hodnocení povrchových vod v povodí Bíliny, Souhrnná zpráva o řešení za rok 2009. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha, 52 s.
- Vlasák P., Havel L., Vránek L., Novák M., Ondráková D. a Kučera, J. (2004): Ekologická studie Bíliny. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha, 35 s.
- Vlasák P., Havel L. a Kohušová K. (2008): Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika), evid. č. SP/1b7/124/08, Souhrnná zpráva o řešení za rok 2008. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha, 45 s.
- Vlasák, P., Havel, L., Kohušová, K. (2009): Jezero Chabařovice - vývoj ekosystému řízeně zatápěné zbytkové jámy po těžbě uhlí. *VTEI 2/2009, Vodní hospodářství*, roč. 59, č. 2, 9 - 11
- Vlček V. a kol. (1984): Vodní toky a nádrže. *Zeměpisný lexikon ČSR*. ČAV, Praha. 316 s.
- Von Tümpling W. (1968): Suggested classification of water quality based on biological characteristics. 4th Int. Conf. Water Pollution Research. Pergamon Press, Oxford: 40-42
- Vrochinskiy K.K. (1970). Accumulation of pesticides in hydrobionts. *Hydrobiological Journal*, 6, 103–107.
- Vrochinskiy K.K., Grib I.V., & Grib A.V. (1970). The content of organo.chlorine insecticides in aquatic plants. *Hydrobiological Journal*, 6, 91–93.
- Vymazal J. (1984): Short-term uptake of heavy metals by periphyton algae. *Hydrobiologia* 119: 171-179

- Waite D.T. (1979): A periphyton growth substrate useful for nutrient impact studies in large rivers. *Wat. Res.* 13: 1347-1349
- Weitzel R.L. (1979): *Methods and Measurements of Periphyton Communities: A Review*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia
- Wilde E.W. and Tilly L.J. (1981): Structural characteristics of algal communities in thermally altered artificial streams. *Hydrobiologia* 76: 57-63
- Wilken M., Walkow F., Jager E., & Zeschmar-Lahl B. (1994). Flooding area and sediment contamination of the River Mulde (Germany) with PCDD/F and other organic pollutants. *Chemosphere*, 29(9-11), 2237–2252.
- Williams L.G. and Mount D.L. (1965): Influence of zinc on periphyton communities. *Am. J. Bot.* 52: 26-34
- Wolfaardt G.M., Lawrence J.R., Headley J.V., Roberts R.D. and Caldwell D.E. (1994): Microbial exopolymers provide a mechanism for bioaccumulation of contaminants. *Microbial Ecology* 27, 3: 279-291
- Wright M.S., Peltier G.L., Stepanauskas R. and McArthur J.V. (2006): Bacterial tolerances to metals and antibiotics in metal-contaminated and reference streams. *FEMS Microbiology Ecology* 58, 2: 293-302
- Zobell, C.E. (1943): The effect of solid surfaces on bacterial activity. *J.Bacteriol.* 46: 39-56



## 8 PŘÍLOHY

**Příloha č. 1** Popis podmínek při jednotlivých odběrech

**Příloha č. 2** Koncentrace sledovaných látek v povrchové vodě (tok Bíliny)

**Příloha č. 3** Koncentrace látek v sedimentu (stará zátěž)

**Příloha č. 4** Koncentrace sledovaných látek v biofilmech a sedimentech (tok Bíliny)

**Příloha č. 5** Závislost koncentrace sledovaných látek v biofilmu a sedimentu

**Příloha č. 6** Závislost koncentrace sledovaných látek v pevných matricích (biofilmu a sedimentu) a povrchové vodě

**Příloha č. 7** Charakteristika biofilmů při jednotlivých odběrech

**Příloha č. 8** Koncentrace sledovaných látek v povrchové vodě (přítoky Bíliny)

**Příloha č. 9** Soupis zdrojů znečištění v povodí Bíliny (ve vztahu k mapě zdrojů znečištění)

## SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Procesy získávání a ztráty látek (dle Newman & McIntosh 1989) .....	19
Tabulka 2 Lokalizace odběrových profilů.....	30
Tabulka 3 Průměrné koncentrace těžkých kovů ( $\mu\text{g/l}$ ) v povrchové vodě v podélném profilu toku (hodnocené období 2004 – 2009). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“ .....	38
Tabulka 4 Orientační vyhodnocení průměrných koncentrací sledovaných těžkých kovů dle tříd jakosti vody dle ČSN 75 72221 a dle imisních limitů dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. (označení „Limit“ uvádí překročení daného imisního limitu uvedeného v závorce).....	39
Tabulka 5 Průměrné koncentrace specifických organických látek ( $\text{ng/l}$ ) v povrchové vodě v podélném profilu toku (hodnocené období 2004 – 2009). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“ .....	40
Tabulka 6 Orientační vyhodnocení průměrných koncentrací sledovaných specifických organických látek dle tříd jakosti vody dle ČSN 75 72221 a dle překročení imisních limitů dle Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. ....	40
Tabulka 7 Průměrné koncentrace sledovaných kovů ( $\text{mg/kg}$ sušiny) v pevných matricích („BIOF“ – biofilm, „SED“ – sediment) v podélném profilu toku (hodnocené období 2005 – 2008). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“ .....	47
Tabulka 8 Průměrné koncentrace specifických organických látek ( $\mu\text{g/kg}$ sušiny; PAU: $\text{mg/kg}$ sušiny) v pevných matricích („BIOF“ – biofilm, „SED“ – sediment) v podélném profilu toku (hodnocené období 2005 – 2008). Uvedeno ve formátu „průměrná hodnota/směrodatná odchylka/počet hodnocených dat“ .....	48
Tabulka 9 Klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (dle Bergemann & Gaumert 2006) .....	53

## SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Různé typy plovoucích odběrových zařízení pro expozici umělých podkladů v toku (A – volně překresleno dle Dickman 1969, B – dle Newman et al. 1985, C – dle Waite 1979, D – dle Chessman & McCallum 1981).....	13
Obr. 2 Životní cyklus biofilmu (volně překresleno dle zdroje: Internet 01) .....	17
Obr. 3 Biofilmový reaktor (tzv. „semi-batch-biofilm-reactor“) (volně překresleno dle Mages et al. 2004).....	21
Obr. 4 Schéma umělého toku – čerpaná voda z přírodního toku je proháněna nádrží (zde se upravují jednotlivé vlastnosti vody) a poté komorou se skleněnými destičkami, na kterých dochází k narůstání biofilmu (volně překresleno dle Gold et al. 2003b) .....	21
Obr. 5 Rozdíl mezi běžně používanou (A) a vylepšenou (tzv. ponořenou) metodou (B) pro odběr kamenů z toku (volně překresleno dle Fukuda et al. 2004) .....	22
Obr. 6 Plovoucí odběrové zařízení s azbestocementovými deskami (foto: autorka) .....	23
Obr. 7 Černý rybník - pramenná oblast Bíliny (1), Bílina - horní tok (Orasín) (2) (foto autorka).....	25
Obr. 8 Mapa sledované lokality, toku Bíliny s umístěním odběrových profilů .....	30
Obr. 9 Profil B1 – Březanec (foto autorka).....	31
Obr. 10 Profil B2 - nad Hutním potokem (foto autorka) .....	32
Obr. 11 Profil B3 – Želenice (foto autorka) .....	33
Obr. 12 Profil B4 - Ústí nad Labem (foto autorka) .....	34
Obr. 13 Odběr biofilmů (foto autorka) .....	35
Obr. 14 Příklad různých typů biofilmů na jednom povrchu: osvětlené plochy kamene jsou porostlé vláknitým biofilmem zelených řas, neosvětlené plochy jsou porostlé biofilmem vyznačujícím se hnědou a bílou barvou (foto autorka) .....	36
Obr. 15 Odběr sedimentů (foto autorka).....	36
Obr. 16 Sediment (stará zátěž) (odběr vzorku VI-08) (foto autorka).....	43
Obr. 17 Porovnání koncentrací vybraných těžkých kovů a specifických organických látek .....	44
Obr. 18 Porovnání koncentrací kovů a specifických organických látek měřených v povrchové vodě a pevných matricích. (Pozn.: u koncentrace sumy DDT ve vodě byla hodnota spočtena jako suma všech izomerů a metabolitů (nikoliv pouze vybraných, jak uvádí Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.), aby postup výpočtu odpovídal postupu pro určení hodnoty sumy DDT v pevných matricích.) .....	46
Obr. 19 Závislost koncentrace V, Cd, Hg, sumy PCB a sumy DDT v biofilmu a sedimentu .....	49
Obr. 20 Závislost koncentrace V a sumy PAU pevných matricích (biofilmu a sedimentu) a povrchové vodě.....	50
Obr. 21 Taxonomická charakteristika jednotlivých vzorků biofilmů.....	51
Obr. 22 Rozsivky <i>Melosira varians</i> a <i>Navicula sp.</i> (foto autorka).....	52
Obr. 23 Typické složení biofilmu v jednotlivých profilech: 1 – profil B1 (Březanec), 2 – profil B2 (nad Hutním potokem), 3 – profil B3 (Želenice), 4 – profil B4 (Ústí nad Labem) (foto autorka) .....	52
Obr. 24 Schematické vyjádření koncentrací arzenu a kadmia v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“).....	53

Obr. 25 Schematické vyjádření koncentrací olova a zinku v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	54
Obr. 26 Schematické vyjádření koncentrací rtuti v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	54
Obr. 27 Schematické vyjádření koncentrací HCB a sumy DDT v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	54
Obr. 28 Schematické vyjádření koncentrací sumy PCB a HCH v sedimentech (2005 - 2008) pomocí barevného vyjádření jednotlivých tříd dle klasifikace zatížení sedimentů (ARGE-Elbe) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	55
Obr. 29 Průběh koncentrace arzenu (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	56
Obr. 30 Průběh koncentrace kadmia (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	56
Obr. 31 Průběh koncentrace olova (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	57
Obr. 32 Průběh koncentrace zinku (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	58
Obr. 33 Průběh koncentrace rtuti (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	59
Obr. 34 Průběh koncentrace vanadu (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	61
Obr. 35 Zarůstání toku Bíliny rdestem ( <i>Potamogeton pectinatus</i> ): 1 – tok Bíliny u nádraží v Bílině (příklad souvislého pokryvu), 2 – Želenice (profil B3) (příklad souvislého pokryvu), 3 – střední část toku v blízkosti ústí Mračného potoka (příklad částečného pokryvu), 4 – tlející biomasa rdestu v Želenicích, 5 + 6 – rdest hřebenitý ( <i>Potamogeton pectinatus</i> ) (foto autorka)	62
Obr. 36 Mapa výskytu porostů makrofyt, zejména rdestu hřebenitého ( <i>Potamogeton pectinatus</i> ) v podélném profilu Bíliny	63
Obr. 37 Průběh koncentrace sumy PCB ( $\mu\text{g/kg}$ sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	64
Obr. 38 Průběh koncentrace sumy PAU (mg/kg sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	65
Obr. 39 Průběh koncentrace sumy DDT ( $\mu\text{g/kg}$ sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	66
Obr. 40 Průběh koncentrace HCB ( $\mu\text{g/kg}$ sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	68
Obr. 41 Průběh koncentrace sumy HCH ( $\mu\text{g/kg}$ sušiny) v biofilmech a sedimentech (2005 - 2008) (data měření jsou uvedena ve formátu „měsíc/rok“)	71
Obr. 42 Zdroje znečištění v povodí Bíliny	72
Obr. 43 Biofilmy v toku Bíliny (foto autorka)	74