

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

Floristicko-ekologický průzkum rozsivek Úslavy

Bakalářská práce

František Hrubý

Školitel: doc. RNDr. Jan Kaštovský, Ph.D.

České Budějovice 2017

Hrubý, F. 2017. Floristicko-ekologický průzkum rozsivek Úslavy. [Floristic and ecological survey of the diatoms of the river Úslava., BSc. Thesis, in Czech] The University of South Bohemia, Faculty of Science, České Budějovice, 108 pp.

Annotation:

This bachelor thesis deals with the issue of diatom based indices. The thesis describes the principles of 25 indices using diatoms to assess water quality. Seventeen of these indices were used to evaluate my own data originating from ten sampling points in the lower stream of the river Úslava. Periphyton communities of diatoms were collected in the autumn of 2015 and in the spring and summer of 2016. The diatom samples were used to create permanent slides, in which 400 valves were determined and counted. Using the Omnidia program, the indices were calculated for each sample. According to my results and information from literature appropriate and inappropriate indices for future use were chosen.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 13. 12. 2017

.....

František Hrubý

Poděkování:

Na tomto místě bych rád poděkoval doc. RNDr. Janu Kaštovskému, Ph.D., za vedení bakalářské práce a také za jeho podporu, inspiraci a trpělivost. Děkuji také Pepovi Juráňovi za cenné rady při zpracování této bakalářské práce. Také bych chtěl poděkovat své rodině a kamarádům za ohromnou morální podporu. Velký dík patří taktéž všem lidem z algologického týmu, kteří mi vždy ochotně se vším poradili a pomohli. A v neposlední řadě patří poděkování státnímu podniku povodí Vltavy za poskytnutí chemické analýzy vod.

OBSAH

1. ÚVOD	1
2. CÍLE PRÁCE	3
3. PROBLEMATIKA ROZSIVKOVÝCH INDEXŮ	4
3.1. Bioindikátory a biomonitoring	4
3.2. Vývoj rozsivkových indexů.....	5
3.2.1. Index dle Zelinky a Marvana (1961)	7
3.2.2. DESCY index (Descy, 1979)	9
3.2.3. IPS (SPI) index (CEMAGREF, 1982 in Prygiel et al., 1996).....	11
3.2.4. SLA index (Sládeček 1986)	12
3.2.5. ILM (LM) index (Leclercq & Maquet, 1987)	14
3.2.6. GDI index (Rumeau & Coste, 1988)	15
3.2.7. DAI _{po} (WAT) Index (Watanabe et al., 1986).....	16
3.2.8. SHE index (Steinberg & Schiefele 1988)	18
3.2.9. CEC (CEE) index (Descy & Coste, 1991)	19
3.2.10. TDI index (Kelly & Whitton, 1995).....	21
3.2.11. %PTV (Kelly & Whitton, 1995).....	24
3.2.12. APDI (IDAP) index (Prygiel et al., 1996).....	25
3.2.13. BDI index (Lenoir & Coste, 1996)	27
3.2.14. SID index (Rott et al., 1997).....	29
3.2.15. TID index (Rott et al., 1999).....	31
3.2.16. IDP (PDI) index (Gómez & Licursi, 2001)	34
3.2.17. LOBO (BWQI) index (Lobo et al., 2002 in Lobo et al., 2004)	36
3.2.18. EPI-D index (Dell'Uomo, 2004).....	38
3.2.19. DI-CH index (Hürlimann & Niederhauser, 2007)	42
3.2.20. LBI (PTI) index (Lange-Bertalot, 1979)	45
3.2.21. RPI _B index (Sumita & Watanabe, 1983)	47
3.2.22. IFL index (Fabri & Leclercq, 1984).....	48
3.2.23. DMA (Passy & Bode, 2004).....	49
3.2.24. DDI index (Álvarez-Blanco et al., 2013)	51
3.2.25. IDEC index (Lavoie et al., 2013).....	52

4. METODIKA.....	54
4.1. Zkoumaná oblast	54
4.2. Odběr vzorků.....	55
4.3. Zpracování vzorků.....	57
4.4. Příprava rozsivkových preparátů na SEM	58
4.5. Zpracování indexů	59
5. VÝSLEDKY.....	60
5.1. Celková diverzita	60
5.2. Jednotlivá odběrová místa	62
5.3. Indexy.....	66
5.4. Chemická analýza vody	71
6. DISKUZE.....	72
6.1. Diverzita	72
6.2. Rozsivkové indexy.....	74
6.3. Chemická analýza vody	76
7. ZÁVĚR	77
8. LITERATURA	78
8.1. Seznam použité literatury.....	78
8.2. Determinační literatura	87
8.3. Internetové zdroje	87
9. PŘÍLOHY.....	88
9.1. PŘÍLOHA I.: Obrazová příloha.....	88
9.2. PŘÍLOHA II.: Seznam nalezených taxonů	102

1. ÚVOD

Třída Bacillariophyceae (rozsivky) je skupina jednobuněčných či koloniálních druhů řas. Díky pigmentu fukoxanthinu, který překrývá chlorofyl, vzniká zlatohnědé zbarvení chloroplastu (Hoek et al., 1995). Protoplast je obklopen unikátním typem křemičité schránky (Smol & Stoermer, 2010). Ta se nazývá frustula a je tvořena křemičitany ve formě hydratovaného oxidu křemičitého ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), který je velmi podobný opálu (Desikachary & Dweltz, 1961). Frustuly jsou tvořené ze dvou polovin (valv) spojených pásy (girdle bands). Rozsivkové valvy se velmi dobře uchovávají v sedimentech oceánů, jezer a podobně (Smol & Stoermer, 2010). Dle systému Adl et al. (2012) spadají rozsivky fylogeneticky do skupiny Stramenopila, v rámci SAR (Stramenopila, Alveolara, Rhizaria).

Rozsivky jsou ekologicky důležitou a celosvětově rozšířenou skupinu řas obývajících pevninské, sladkovodní i mořské ekosystémy (Mann & Droop, 1996). Jsou velmi citlivé na širokou škálu faktorů prostředí jako je světlo, teplota, rychlost proudění vody, pH, obsah prvků ve vodě (zejména uhlíku, fosforu, dusíku a křemíku). Díky těmto vlastnostem jsou považovány za velmi účinné indikátory kvality vody (Van Dam et al., 1994).

Zajímavé využití těchto vlastností rozsivek představuje paleoekologická analýza, ale také například využití v kriminalistice.

V sedimentech jezer rozsivky vypovídají o nedávné minulosti či o starším geologickém období. Přítomnosti rozsivek v sedimentech využívají vědy jako paleolimnologie, paleobotanika či paleoekologie v kombinaci s analýzou pylových zrn (palynologie) k rekonstrukci klimatických podmínek a hydrobiologických charakteristik prostředí v různých obdobích (Rumeau & Coste, 1988). Paleolimnologické rekonstrukce jsou uskutečňovány i na našem území například recentní studie Bešty et al. (2015) studující historické změny vodního prostředí Komořanského jezera na základě sedimentologie, geochemie, rozsivkových a makrozbytkových analýz.

V kriminalistice se používají rozsivky jako prostředek při studiu utonulých obětí. Vdechováním vody utonulými vede k průniku rozsivek do plic a do krevního oběhu a následně pronikání do dalších orgánů a částí těla jako je kostní dřev, ledviny a mozek. Při řešení

takovýchto případů musí být stanovena korelace mezi rozsivkami extrahovaných z tkání a vzorky z předpokládaného místa utonutí. Pokud jsou rozsivky nalezeny v kostní dřeni, je to důkazem toho, že jedinec byl naživu, když vstoupil do vody, což znamená, že příčina smrti byla způsobena utopením (Verma, 2013).

Hlavním použitím rozsivek je ale indikace kvality vod (Kalyoncu et al., 2009). Mnoho prací na toto téma pochází ze Severní Ameriky (Porter-Goff, 2013), Jižní Ameriky (Bere & Tundisi, 2011), z Afriky (Holmes & Taylor, 2015; Dalu & Froneman, 2016), Austrálie (Oeding & Taffs, 2015; Tan et al., 2017), Asie (Chen, 2016; Paul, 2016) a Evropy (Szczepocka & Rakowska, 2015; Visco et al., 2015). Kromě vlastního určení druhového složení se nejvíc pro tyto analýzy používá metoda rozsivkových indexů.

S narůstajícím důrazem na používání rozsivek jako indikátorů kvality vody narůstá počet nově vzniklých rozsivkových indexů. Je velká snaha států vytvořit pro svoje území vlastní index, který bude dokonale odrážet ekologický stav vody (Toudjani et al., 2017; Oeding et al., 2017; Tapolczai, 2017; Riato et al., 2018). Vznikají i speciální indexy jako například ICM index, který má hodnotit kvalitu vody v řekách v závislosti na obsahu těžkých kovů. (Fernández et al., 2017). Velmi zajímavý je vznik DMI indexu, založeného na DNA sekvencích (www.id-gene.com).

2. CÍLE PRÁCE

Hlavní cíle bakalářské práce:

- rešerše používaných monitorovacích indexů používajících rozsivky;
- provést analýzu kvalitativního a kvantitativního složení společenstev rozsivek na jezích řeky Úslavy s využitím rozsivkových indexů;
- pokusit se kriticky zhodnotit použité indexy, vybrat pro další práci ty nejlepší;
- získání základních dovedností v nesnadné determinaci rozsivek.

3. PROBLEMATIKA ROZSIVKOVÝCH INDEXŮ

3.1. Bioindikátory a biomonitoring

Bioindikátory (biologické ukazatele) mohou být definovány jako konkrétní druhy nebo společenstva, které poskytují svou přítomností informaci o fyzikálních anebo chemických podmínkách okolního prostředí na daném místě. Podstata jednotlivých druhů jako bioindikátorů spočívá v jejich preferenci nebo toleranci k určitým stanovištním podmínkám (Bellinger & Sigeo, 2015).

Li et al. (2010) ve své práci uvádí, že biomonitoring je obecně definován jako systematické užití živých organismů nebo jejich reakce na určení stavu či změn prostředí. Avšak historické zaměření bylo kladeno na ekologické metody a vyšší úrovně organizace, např. populace, společenstva a ekosystémy.

Proto je termín biomonitoring lepší definovat jako metodu pozorování vlivu vnějších faktorů na ekosystémy a jejich vývoj v určitém období nebo zjišťování rozdílů mezi jednotlivými lokalitami. V porovnání s předchozí definicí se tato považuje za lépe odrážející ekologickou náplň biomonitoringu (Li et al., 2010).

Celosvětově je biomonitoring rozšířenou disciplínou. Nejčastěji používaným způsobem je biomonitoring pomocí makrozoobentosu, druhým nejčastějším způsobem je sledování rozsivkových společenstev (Prygiel, 1996). Ve srovnání s makrozoobentosem mají řasy krátkou generační dobu a jsou nezávislé na okamžité změně obsahu kyslíku (Rott et al., 1997)

3.2. Vývoj rozsivkových indexů

Rozsivky jsou velmi zajímavou součástí vodního ekosystému. V našich podmínkách tvoří především velkou část bentosu (často 90-95%) a staly se velmi důležitou skupinou pro monitoring kvality vody. Nevýhodou rozsivek je, že vyžadují důkladné taxonomické znalosti (Solak & Ács, 2011). Tato systematická překážka velmi brzdí jejich použití pro rutinní práci (Hürlimann & Niederhauser, 2007). Byla vyvinuta celá řada indexů, avšak pouze malá část z nich byla přijata agenturami věnujícími se hodnocení kvality životního prostředí, jelikož neexistoval žádný legislativní požadavek na tento typ monitoringu (Kelly et al., 2009).

Nejvýznamnější dopad na vývoj rozsivkových indexů mělo v 80. letech vytvoření indexu IPS (CEMAGREF 1982 in Prygiel et al., 1996) založeného na práci Zelinky a Marvana (1961). Tento index byl následně široce využíván, avšak má nedostatečné vlastnosti pro rozlišování různých typů znečištění, to vyvolalo problém v 90. letech, jelikož legislativa byla přísnější (Kelly et al., 2009)

Evropská směrnice o čištění městských odpadních vod (UWWTD) z roku 1991 vyžadovala, aby členské státy zjišťovaly a kontrolovaly faktory zodpovědné za eutrofizaci. Tato legislativa je významná, jelikož bylo uznáno, že pro sledování kvality vody ve velkém měřítku je zapotřebí využívat primárních producentů, spíše než bezobratlých. Vývoj této metodiky zdůraznil potenciál rozsivek jako indikátorů kvality vody a podpořil vznik nových indexů. Trend k využívání ekologického stavu pro hodnocení kvality vod pokračoval se směrnicí WFD (Rámcová směrnice EU pro vodní politiku) z roku 2000, která požadovala, aby byly všechny vodní plochy uvedeny do dobrého ekologického stavu. Většina členských států přijímala spíše existující metodiky, než aby rozvíjela nové. Takovéto konzervativní stanovisko odráží vysoké náklady spojené s vývojem nových přístupů, ale může znamenat, že státy zcela nepochopily záměr WFD (Kelly et al., 2009).

V návaznosti na vznik nových indexů byl vytvořen francouzský software pro výpočet rozsivkových indexů OMNIDIA. Hlavním důvodem vzniku tohoto programu byl fakt, že rozsivkové indexy byly velmi málo využívány ve studiích týkajících se kvality vody z důvodu

náročnosti a zdlouhavosti samotného výpočtu indexů. Software byl vyvinut pro dvě francouzské agentury s cílem zavedení používání rozsivkových indexů v praxi (Lecoïnte et al., 1993).

Původně obsahoval program 6 indexů: CEC, GDI, SPI, SLA, DESCY, ILM (Lecoïnte et al., 1993). Program je používán ve více jak 50 zemích a stal se důležitým nástrojem pro zkoumání rozsivek. Databáze softwaru Omnidia zahrnuje více jak 22 000 taxonů rozsivek a jejich synonym v 790 rodech, které jsou velmi často aktualizovány. Omnidia vypočítává celkem 18 rozsivkových indexů a 33 ekologických statistik (www.omnidia.fr).

V následující kapitole je rozebrán princip Zelinky a Marvana (1961), na kterém je založena většina indexů. Další kapitoly shrnují principy jednotlivých indexů počítaných programem Omnidia. Navíc byly přidány tři nově vytvořené indexy a tři starší, které se běžně používají, ale Omnidia je nezahrnuje.

3.2.1. Index dle Zelinky a Marvana (1961)

Ke zhodnocení kvality vody byl využíván saprobní systém dle Kolkwitz & Marsson (1908, 1909) a Kolkwitz (1928). Přestože tento systém, a hlavně saprobní klasifikace organismů byly několika autory zavedeny do praxe, skutečné hodnocení bylo stále více či méně subjektivní, proto byla snaha vytvořit více objektivní metodiky ke stanovení kvality vody. Základem této metody je empirické určení saprobní valence jednotlivých organismů. Ve srovnání s původní saprobní stupnicí byla vyžadována změna týkající se nejčistějších vod – tzv. katarobní stupeň. V případě povrchových vod tento stav nepovažují autoři za stupeň biologické klasifikace, jelikož v tomto stupni nedochází prakticky k žádným rozkladným procesům. Někteří tento stupeň nepoužívají, jiní ano, ale pouze pro horní část oligotrofních toků

Autoři dále poukazují na výrazné rozdíly ve složení bentických společenstev, a proto navrhli rozdělení oligosaprobního stupně na lepší a horší část tedy β -oligosaprobity a α -oligosaprobity, kde katarobní stupeň představuje pouze zvláštní případ β -oligosaprobity

Pro hodnocení stupně saprobity dle celkového společenstva byl vypočten vážený průměr dílčích hodnot saprobity a valence jednotlivých druhů. Vzorce pro zachycení těchto hodnot byly následující: A= β -oligosaprobity, B= α -oligosaprobity, C= β -mezosaprobity, D= α -mezosaprobity, E= polysaprobity.

$$A = \frac{\sum_{i=1}^n a_i \cdot h_i \cdot g_i}{\sum h_i \cdot g_i}, B = \frac{\sum_{i=1}^n b_i \cdot h_i \cdot g_i}{\sum h_i \cdot g_i}, \text{atd.}$$

<p>h_i frekvence druhu i v společenstvu</p> <p>g_i indikační váha daného druhu i (1-5)</p> <p>n celkový počet druhů se známou saprobní valencí</p> <p>a_i, b_i, c_i, \dots hodnota relativní distribuce druhu i</p>
--

Součet hodnot A, B, C, D, E je vždy roven 10 a poměr těchto hodnot A: B: C: D: E lze chápat jako obraz saprobních podmínek biotopu. Poloha nejvyšší hodnoty určuje konečný saprobní stupeň, sousední hodnoty ukazují, jak je saprobita vymezena. Pokud jsou maxima sousedních hodnot výrazně nižší, můžeme usoudit, že stupeň saprobity není ohraničen kolísáním. Pokud jsou rozdíly mezi nejvyšší hodnotou a sousedními hodnotami malé, pak tyto rozdíly naznačují možnosti saprobního kolísání

3.2.2. DESCY index (Descy, 1979)

Je index vytvořený na základě vzorků odebraných mezi lety 1976-1978 na povodí belgické řeky Meuse. Nejzajímavějším faktem na této oblasti je variabilita geologického podloží. Odběrová místa byla zvolena na základě podloží a zdrojů znečištění. Celkem bylo odebráno kolem 70 vzorků epilimnických rozsivek, v jednotlivých vytvořených trvalých preparátech bylo napočítáno vždy 500 rozsivkových jedinců, dále bylo z tohoto čísla stanoveno relativní zastoupení jednotlivých druhů (Descy, 1979).

Díky výsledkům z chemicko-fyzikálního rozboru vody v závislosti na determinovaných druzích z jednotlivých odběrových míst, byla vytvořena klasifikace společenstev rozsivek v přírodních podmínkách tekoucích vod povodí řeky Meuse. Popsáno bylo celkově pět biotypů lišících se různými parametry vody jako je pH, obsah minerálních látek, trofie. K těmto biotypům byly nadále přiřazeny jednotlivé referenční druhy. Nicméně některé druhy nejsou striktně vázány pouze na daný biotyp, záleží na šíři jejich ekologické valence (Descy, 1979).

Následně byla použita rovnice pro výpočet vycházející z vzorec Zelinky & Marvana (1961):

$$DES = \frac{\sum_{j=1}^p A_j \times i_j \times v_j}{\sum_{j=1}^p A_j \times v_j}$$

A_j relativní zastoupení jednotlivých druhů j ve vzorku
 i_j citlivost jednotlivých druhů (hodnoty 1-5, velmi citlivé druhy mají hodnotu 5)
 v_j indikační hodnota druhů j (odhadovaná hodnota související s ekologickou valencí jednotlivých druhů ke znečištění vody, rozmezí se pohybuje od 1 do 3)

Tento index nabývá hodnot od 1 do 5, jednotlivé stupně indexu a k nim přiřazený stav vody jsou uvedeny v Tab. I (Descy, 1979).

Tab. I: Kvalita vody, změny společenstev rozsivek a míra znečištění v závislosti na hodnotách DESCY indexu (Descy, 1979).

DESCY	kvalita	změna ve společenstvu rozsivek	znečištění
> 4,5	výborná	žádné	žádné
4-4,5	normální	slabé změny	nepatrné
3-4	dobrá	důležitější změny, pokles sensitivních druhů	mírné nebo významná eutrofizace
2-3	špatná	dominance rezistentních druhů, snížení či vymizení sensitivních druhů	výrazné
1-2	velmi špatná	výrazná převaha několika odolných druhů (mnoho druhů mizí)	velmi výrazné
0	extrémně špatná	pokles kolonizace pod 10 jedinců na mm ²	toxické

Tento index je ve srovnání se SLA (viz kapitola 3.2.4.) a ILM (viz kapitola 3.2.5.) indexem trvale vyšším, zejména v případech silného nebo středního znečištění, a tak tyto indexy podceňuje. Hlavním důvodem je to, že autor eliminuje méně zastoupené druhy a zanedbává některé obtížně určitelné taxony, mezi které patří důležité saprofyté, a také tím, že zaměňuje taxony velmi odlišné ekologie a morfologie (Leclercq & Maquet, 1987).

Dále Leclercq & Maquet (1987) uvádějí, že je třeba eliminovat použití tohoto indexu kvůli metodologickým zjednodušením odpovědným za systematické podhodnocování úrovně znečištění. Indexy odvozené ze saprobního indexu, založené na stanovení všech druhů, dávají výsledky, které jsou více v souladu s pozorováním v terénu, ale jejich detailněji škálované hodnoty neodpovídají variabilitě v kvalitě vody.

3.2.3. IPS (SPI) index (CEMAGREF, 1982 in Prygiel et al., 1996)

Prygiel et al. (1996) uvádí, že IPS je jedním z přesnějších rozsivkových indexů. Výpočet indexu se opírá o rovnici Zelinky & Marvana (1961) odvozené ze saprobního systému:

$$GDI = \frac{\sum_{j=1}^n A_j \times V_j \times I_j}{\sum_{j=1}^n V_j \times A_j}$$

A_j..... abundance druhu j ve vzorku

V_j..... indikační hodnota druhu j (hodnoty od 1 do 3)

I_j..... citlivost druhu j ke znečištění (hodnoty v rozmezí 1 až 5)

Převedení pěti stupňové škály pomocí transformace na dvacetí stupňovou škálu je z důvodu jednoduššího srovnání s ostatními indexy. Rozmezí transformovaného indexu je uvedeno v Tab. II (Prygiel et al., 1996).

Tab. II: Kvalifikace znečištění vody v závislosti na rozmezí hodnot indexu SPI. (Prygiel et al., 1996).

rozmezí indexu	kvalita vody
SPI ≥ 16	žádné znečištění, nízká míra eutrofizace
13,5 ≤ SPI < 16	mírná eutrofizace
11 < SPI < 13,5	mírné znečištění nebo těžká eutrofizace
7 < SPI < 11	vysoké znečištění
SPI < 7	velmi těžké znečištění

Index IPS se používá jen zřídka, jelikož má dva hlavní problémy spojené se systematikou. Vyžaduje data na druhové či nižší systematické úrovni a je založen na neustále se měnící systematice (Prygiel et al., 1996). Velmi dobře koreluje s chemicko-fyzikálními faktory kvality vody. Je velmi účinný, avšak je obtížné ho aplikovat z důvodu výše uvedených problémů (Prygiel et al., 1996). Avšak dle Kelly et al. (2009) má IPS nedostatečné vlastnosti s rozlišováním různých typů znečištění.

3.2.4. SLA index (Sládeček 1986)

Jedná se o index pracující s 323 taxony sladkovodních rozsivek střední Evropy. Každý druh je charakterizovaný hodnotou saprobní valence, která nabývá hodnot 1 až 10. Dále charakterizuje druh jeho indikační váha (I_i) a individuální saprobní index (S_i) indikující pozici na stupnici saprobity. Rozsivky jsou v tomto indexu považovány za střední až špatné ukazatele saprobity, jelikož mají často širokou saprobní valenci (Sládeček, 1986).

Jednotlivé body přiřazené saprobní valence jsou rozděleny do stupňů saprobity dle statistického zhodnocení, dále ze znalostí autorů a dle údajů z literatury. Použito bylo i experimentální ověření (Sládeček, 1993).

Důležitými proměnnými pro výpočet saprobního indexu (S) je hodnota individuálního saprobního indexu (S_i) a indikační váha druhu (I_i). Samotný index byl zaveden v 50. letech minulého století a měl rozsah 1 až 4, v 70. letech byl rozšířen na stupnice od -1,5 do +8,5 (viz Tab. III). Existují další záporné hodnoty používané pro podzemní a pitné vody, hodnota -1,5 označuje destilovanou vodu, na opačné straně hodnota +8,5 označuje přechod do pevné fáze (Sládeček, 1993).

Základní vzorec (Sládeček, 1993):

$$S = \frac{\sum(h \cdot S_i)}{\sum h}$$

S..... saprobní index společenstva
 S_i saprobní index jednotlivého druhu
h hojnost jednotlivého druhu (%)

Tento vzorec byl modifikován v roce 1969 přidáním indikačních vah jednotlivých druhů (Sládeček 1993):

$$S = \frac{\sum(S_i \cdot h_i \cdot I_i)}{\sum(h_i \cdot I_i)}$$

Tab. III: Srovnání hodnot saprobního indexu a průměrných chemických hodnot. Tato tabulka vychází ze statistických závislostí, proto je platná pro 80 až 90 % případů. Upraveno pro tekoucí vody dle Sládečka (1993).

		saprobní index	BSK ₅ [mg.l ⁻¹] méně než	O ₂ [mg.l ⁻¹] více než	H ₂ S [mg.l ⁻¹] méně než	poznámka
<i>katarobita</i>						
k	katarobita	-0,5	0	různé	0	zbytkový chlór
<i>limnosaprobita</i>						
x	xenosaprobita	0,5	1	8	0	
o	oligosaprobita	1,5	2,5	6	0	
b	β-mezosaprobita	2,5	5	4	0	
a	α-mezosaprobita	3,5	10	2	0	
p	polysaprobita	4,5	50	0,1	0,1	mikroaerobie
<i>eusaprobita</i>						
i	izosaprobita	5,5	400	anaerobní	1	anaerobie
m	metasaprobita	6,5	700	anaerobní	1000	H ₂ S
h	hypersaprobita	7,5	2 000	anaerobní	10	CH ₄ , ptomainy
u	ultrasaprobita	8,5	150 000	anaerobní	0	bez života
<i>transsaprobita</i>						
a	antisaprobita	-	0	různé	0	toxické láky, bez života
r	radiosaprobita	-	různé	různé	různé	nuklidy
c	kryosaprobita	-	různé	různé	různé	fyzikální vlivy

Dle Sládečka (1996) se nejlepší souvislost jeví mezi stupněm saprobity (S) a biochemickou spotřebou kyslíku (BKS₅¹).

¹ BSK₅- biochemická spotřeba kyslíku (anglicky- Biochemical oxygen demand- BOD) je množství rozpuštěného molekulárního kyslíku spotřebovaného za určitý časový interval mikroorganismy při biochemickém rozkladu organických látek ve vodě, číslo 5 označuje pětidenní interval, po který se stanovení provádí (Groda et al., 2007).

3.2.5. ILM (LM) index (Leclercq & Maquet, 1987)

Index vznikl na základě vzorků z řeky Samson, jedná se o dvacet kilometrů dlouhou řeku na podloží bazického typu, které je tvořeno vápencem. Protéká provincií Namur a její přítoky více či méně ovlivněné organickým znečištěním s sebou přináší řadu minerálních látek, proto se zde vyvinula celá řada typů vod. Celkem byly provedeny tři odběry (v říjnu roku 1980, v únoru a červnu roku 1981). Výsledkem byl podrobný seznam 208 taxonů rozsivek. Po porovnání různých kvalitativních indexů byly odebírány současně vzorky vody, řas a makrozoobentosu. Následně byla vytvořena tabulka indexů, kde byl spočten průměr jednotlivých indexů jak 11 odběrových stanic na horním toku, tak 2 stanice dolního toku. Pro každý ze sedmi přítoků byly vypočítány dané indexy. Všechny hodnoty indexů byly vyjádřeny v kategoriích 5 (nulové znečištění) až 1 (velmi vysoké znečištění). Rozmezí jednotlivých kategorií vytvořených autory a úrovně znečištění jsou uvedeny v následující tabulce (Tab. IV) vycházející pouze z dat o rozsivkách (Leclercq & Maquet, 1987).

Tab. IV: Kategorie indexu ILM a jejich charakteristika (Leclercq & Maquet, 1987).

kategorie	úroveň znečištění	hodnota indexu
5	nulová	5,0- 4,3
4	nízká	4,2- 3,6
3	střední	3,5- 3,0
2	silná	2,9- 2,3
1	velmi silná	2,2- 1,0

Heterogenita starých ekologických dat, která nebyla často potvrzená chemickými analýzami, vedla k rozšíření ekologických kategorií, k poklesu ukazatelů a převaze taxonů střední třídy znečištění. Hodnoty nově vzniklého indexu proto musely být interpretovány dle nelineárního rozložení úrovně znečištění, přičemž vznikla užší střední úroveň, která dává větší váhu taxonům extrémních úrovní. Výsledky stanovené těmito autory přesněji odrážejí rozmanitost vod (Leclercq & Maquet, 1987).

3.2.6. GDI index (Rumeau & Coste, 1988)

Index bere v potaz náročnost determinace rozsivek, a proto s nimi pracuje pouze na úrovni rodů. V každém jednotlivém vzorku bylo determinováno a spočítáno 400 rozsivkových valv. Index byl vytvořen na základě několikaletých výsledků z francouzských a dalších řek, a proto by měl být používán s opatrností. Jednotlivé taxony jsou uváděny pod třímístným kódem usnadňujícím počítačový záznam (Rumeau & Coste, 1988).

Vzorec pro výpočet indexu GDI na základě vzorce Zelinky & Marvana (1961):

$$GDI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \times V_i \times A_i}{\sum_{i=1}^n V_i \times A_i}$$

S_i citlivost druhu i (nabývající hodnot od 1 do 5)

V_i citlivost druhu i jako bioindikátoru (1=vysoká, 2= průměrná, 3= nízká)

A_i relativní zastoupení jednotlivých druhů (v procentech)

n počet rozsivkových druhů ve vzorku

GDI index nabývá hodnot od 1 do 5. Je možná transformace indexu z původních pěti stupňů, aby mohl být porovnáván s ostatními evropskými indexy do deseti stupňů dle rovnice 1 či do dvaceti stupňů dle rovnice 2 (Rumeau & Coste, 1988).

$$1. Q = N \times 2,25 - 1,25$$

$$2. Q = N \times 4,75 - 3,75$$

Q výsledná hodnota transformované stupnice indexu

N původní hodnota stupnice indexu

Touto metodou není možné získat přesné výsledky, jelikož pracuje na úrovni rodů (Rumeau & Coste, 1988). Prygiel (1996) uvádí problematiku dvou rozsivkových rodů *Navicula* a *Nitzschia*, které obsahují druhy se značně odlišnou ekologií, tato skutečnost výrazně nadohnocuje kvalitu vody. Rumeau & Coste (1988) popisují vhodnost použití tohoto indexu pro potřebu orientačních studií.

3.2.7. DAI_{po} (WAT) Index (Watanabe et al., 1986)

Jedná se o index vytvořený v Japonsku základající se na vzorcích epilimnických rozsivek odebíraných v letech 1981-1985 na 65 Japonských řekách. Bylo zjištěno druhové zastoupení a napočítáno přes 600 frustul v každém vzorku. Celkový počet odběrových míst dosáhl čísla 533, kde bylo celkem nalezeno 454 taxonů rozsivek. Předpokladem pro statistickou analýzu bylo hledisko, že druhy vyskytující se častěji reagují na různých místech výskytu stejně (Watanabe et al., 1986).

Z ekologického hlediska byly vybrány dva druhy rozsivek *Nitzschia palea* a *Cymbella minuta* jako reprezentativní druhy saprofytního a xenosaprobního druhu (Watanabe et al., 1986).

Výsledkem celé analýzy byl vzorec pro výpočet DAI_{po} indexu (Watanabe et al., 1986):

$$DAI_{po} = 100 - \sum_{i=1}^m S_{(i)} - \frac{1}{2} \sum_{j=1}^n E_{(j)}$$

$\sum_{i=1}^m S_{(i)}$suma hodnot relativních abundancí (%) saprobních druhů od 1 do hodnoty m
 $\sum_{j=1}^n E_{(j)}$suma hodnot relativních abundancí (%) eurysaprobních druhů² od 1 do hodnoty n
m celkový počet všech druhů nalezených ve vzorkách ze všech odběrových míst
n..... celkový počet odběrových míst

Index nabývá hodnot od 0 do 100, při využití indexu pro zjištění kvality musí uživatel počítat s faktem, že jedna hodnota obvykle indikuje dva odlišné stupně jakosti vody. Index koreluje s konduktivitou, biologickou spotřebou kyslíku, chemickou spotřebou kyslíku³, celkovou hladinou dusíku a fosforu ve vodě (Watanabe et al., 1986).

² Eurysaprobní druhy- (indifferent species)-druhy bez reálné spojitosti k nějakému konkrétnímu společenstvu, tyto druhy nejsou vzácné (www.oxfordreference.com).

³ Chemická spotřeba kyslíku- určuje míru obsahu látek schopných chemické oxidace (Gronda et al., 2007), Cr označuje metodu, kde jako oxidační činidlo slouží dichroman draselný (Panagiotis, 2012).

Největší míra korelace je mezi DAI_{po} indexem a konduktivitou (EC). V tomto případě koreluje DAI_{po} s konduktivitou s pravděpodobností 95 %. Vztah pro výpočet konduktivity [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$] zní (Watanabe et al., 1986):

$$\log(EC) = -0,011 (DAI_{po}) + 2,717$$

Vysoká korelace indexu je také s biochemickou spotřebou kyslíku – BSK_5 , vztah mezi oběma faktory (Watanabe et al., 1986):

$$\log(BSK_5) = -0,018 (DAI_{po}) + 1,1317$$

Díky DAI_{po} indexu se dají vytvářet mapy kvality vody. Mapa je založena na datech získaných na vybraných stanicích, kde se kvalita vody mění v důsledku přítoku odpadních vod, či v důsledku jiných faktorů. Srovnání stupně znečištění pomocí těchto map není možné v případě různých délek jednotlivých řek (Watanabe et al., 1986).

3.2.8. SHE index (Steinberg & Schiefele 1988)

Index vytvořený v Německu, podkladem pro index byly vzorky z řeky Amper (Horní Bavorsko), která protéká hustě osídleným územím. Celkově bylo odebráno 15 vzorků v měsíčních intervalech v roce 1987 od června do prosince. V každém vzorku bylo následně napočteno 400 jednotlivých valv (Steinberg & Schiefele, 1988).

Jednotlivé druhy bentických rozsivek byly rozděleny do pěti skupin, které rozlišují různé stupně znečištění způsobené odpadními vodami z domácností a průmyslových zařízení. Dodatečně byly přidány dvě nové skupiny bentických rozsivek, které reflektují různý obsah živin ve vodě. Všechny skupiny jsou shrnuty v tabulce číslo V (Steinberg & Schiefele 1988).

Tab. V: Rozdělení jednotlivých skupin rozsivek indikující 5 stupňů znečištění a 2 stupně saprobity (Steinberg & Schiefele 1988).

druhy	zkratka	poznámka
nejvíce tolerantní k znečištění	Mt	druhy schopné reprodukce i za polysaprobních podmínek
vysoce tolerantní k znečištění	Ht	druhy schopné obývat α -mezopolysaprobni oblasti
tolerantní k znečištění	T	druhy tolerující α -mezosaprobni podmínky
citlivé	S	druhy necitlivé k β - a α -mezosaprobni podmínkám
vysoce citlivé	Hs	druhy vyhýbající se podmínkám horším než je β -mezosaprobna
oligotrofní	O	druhy vyskytující se v prostředí chudém na živiny
eutrofní	Eu	druhy vyskytující se v prostředí bohatém na živiny

Byl vytvořen další klasifikační systém, který bere v úvahu skupiny druhů ve výše popsaných skupinách v závislosti na množství živin (viz Tab. V). Bylo definováno kontinuum od neznečištěných, živinami chudých, ale na kyslík bohatých oblastí horního toku (trofický stav I), až k oblastem silně zasažených průmyslem s vysokým obsahem živin a s nízkou hladinou kyslíku (stav znečištění III). Celkem obsahuje systém čtyři stupně trofie a tři stupně znečištění viz Tab. VI (Steinberg & Schiefele 1988).

Tab. VI: Klasifikační schéma pro indikaci trofie a znečištění tekoucích vod (Steinberg & Schiefele 1988).

stav	zastoupení jednotlivých skupin rozsivek	
trofie I	$o \geq 50\%$, $hs \geq 10\%$, $eu \leq 10\%$	$t + ht + s + mt < 10\%$
trofie II	$o \geq 10\%$, $hs \geq 10\%$, $eu \leq 50\%$	$t + ht + s + mt < 10\%$
trofie III	$o < 10\%$, $hs \geq 10\%$, $eu \geq 50\%$	$t + ht + s + mt < 10\%$
trofie IV	$o < 10\%$, $hs < 10\%$, $eu \geq 50\%$	
znečištění 1	$o + hs < 10\%$, $eu < 50\%$	$t + ht + s + mt \geq 10\%$
znečištění 2	$o + hs < 10\%$, $eu < 50\%$	$t + ht + s + mt \geq 50\%$
znečištění 3	$o + hs < 10\%$, $eu < 10\%$	$t + ht + s + mt \geq 50\%$

3.2.9. CEC (CEE) index (Descy & Coste, 1991)

K vytvoření indexu CEC vedly výsledky tříletého monitorovacího programu, který si měl za úkol normalizovat metody založené na rozsivkách a vytvořit unikátní rozsivkový index, který by byl použitelný na řeky v evropských zemích (Descy & Coste, 1991)

Pro samotný index bylo použito 223 rozsivkových taxonů (Descy & Coste, 1991). Coste et al. (1991) uvádějí nesprávně použití 208 taxonů. Tyto taxony jsou uspořádány v tabulce se dvěma škálami. Horizontálně je umístěno 8 skupin (G1-G8), ve kterých jsou zařazeny taxony podle zvyšující se tolerance zleva doprava. Vertikálně jsou umístěny 4 podskupiny taxonů s vyšší indikační hodnotou, reprezentující teoretickou sukcesí v protiproudu a po proudu v tekoucí vodě. Z výsledků je stanoven rozsah CEC indexu na hodnoty 0 až 10. Hodnota 0 vypovídá o silně znečištěné vodě a naopak hodnota 10 poukazuje na velmi čistou vodu (Descy & Coste, 1991). Jako referenční index byl zvolen IPS index, ve výsledcích se ukazuje, že index CEC vykazuje lepší výsledky. Oba dva indexy se vyznačují vysokou citlivostí vůči eutrofizaci a organickému znečištění (Descy & Coste, 1991).

G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8
AMIN	ALIB	ALAN	DITE	AMMO	GPAR	HAMP	AUEN
DTCA	APED	AROS	FCUA	NACI	MMIN	NCOM	NACO
EPEC	CHIN	CCRE	MUAR	NJOU	GGLI	NGOE	NCPL
GRANT	DEHR	CPRO	NLAN	NPUP	NATO	NMLF	NPAL
HARC	DUUL	CSIN	NFON	NIHU	NIAR	NSEM	NPRD
MCIR	FCAP	GMIN	NSOC	MPRE	MIMU	NSMO	NZSU
NSIN	NDIS	GOLI	ARBB	SBRE	NSBM	NVEN	NUMB
G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8
SG1	ARUS AB10 ACLE ACOR ADET AEX1 AFLE AFEL APUS AVIT CCES CEHR CGRA CSLE						
	DANC DHAE ERAC ECUR EEX1 ERMO ETUR FRSA FUIR GCLA GCLE GOMI NACD NBRY						
	NEAF NGPE NHAN NPSL NRAD NREI NRAY NSPD NSTL NTRI PN08 RGIB SLIN STAN						
SG2	ANOR CAFF CBAC CCIS CCYM CELL CHEL CLAN CMIC CNAV CPED CPLA CSIL CSOL						
	CTGL DOBL FCON FUUL GAFF GGRA GN00 GTRU GYAC GYAT NACU NCTE NIAN NINO						
	NMEN NREC NSBH NSBL NTPT NVER NZAG PGIB PSCA PUIR SARU SANG						
SG3	ACON AEXG ASAX FBRE FLEP FPIN GANG GAUG GTER NAPI NCPR NCUS NDEC NDRA						
	NEX1 NGRE NHEU NIFT NIGF NIGR NIRO NITE NKOT NLSU NLAT NLIN NS10 NTEN						
	NUIR NURO STKR SULN						
SG4	ADEL ASPH BPAR CAMP CMEN GSCA MAUR NARC NAMP NCIN NCLA NDEB NDUB NHAL						
	NIFR NINC NINT NIPU NLEU NLVI NMUT NMAE NOBT NPHY NPRO NPYG NRCS NSAL						
	NSHR NSIG NSLE NTRY PMIC PMBR SIDE SOU1 SPUL STAB						

Obr. 1: Tabulka CEC indexu (Coste et al., 1991).

3.2.10. TDI index (Kelly & Whitton, 1995)

Jedná se o rozsivkový index určený pro monitoring úrovně trofie (úživnosti) řek. Data byla získána ze 70 míst Anglie a Skotska, která jsou považována za místa bez výrazného organického znečištění. Jednotlivé vzorky epilitických rozsivek byly odebírány mezi dubnem a zářím 1992 až 1994 a byla laboratorně stanovena hodnota fosforu v jednotlivých vzorcích. Odběr vzorků byl prováděn z kamenů z řek, z nich byl odstraněn řasový nárost pomocí zubního kartáčku. Následně byly řasy zafixovány Lugolovým roztokem. Uhličitany byly odstraněny za použití HCl. Dále byla použita metoda na zoxidování organické hmoty za použití H₂SO₄, KMnO₄ a nasycené kyseliny šřavelové. Čisté rozsivky byly zality do Naphraxu. Dále bylo v jednotlivých preparátech napočítáno minimálně 200 valv (Kelly & Whitton, 1995).

Data byla vložena do databáze START, která vytváří různé druhy výstupů, například seznam taxonů nalezených na jednotlivých stanovištích. Této databáze bylo využito na vytvoření seznamu druhů v řekách. Druh byl oddělen od rodu, pokud byl nalezen ve více než 10 % vzorcích a byl relativně snadno identifikován (Kelly & Whitton, 1995).

Vztah mezi taxonem a prostředím byl odečten z grafů procentuálního zastoupení každého taxonu oproti hodnotě fosforu. Hodnoty citlivosti na znečištění 1 až 5 byly přiřazeny ke každému taxonu v závislosti na koncentraci fosforu, při které byl taxon nejpočetněji zastoupen (Kelly & Whitton, 1995).

Výpočet indexu je založen na rovnici Zelinky a Marvana (1961):

$$TDI = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \cdot v_j \cdot i_j}{\sum_{j=1}^n a_j \cdot v_j}$$

a_j..... abundance druhu j ve vzorku

v_j..... indikační hodnota druhu j (1-3)

i_j..... citlivost druhu j na znečištění (1-5)

Kelly & Whitton (1995) uvádějí, že hodnoty indexu TDI se pohybují v rozmezí 1 (velmi nízká koncentrace živin) až 5 (velmi vysoká koncentrace živin).

Bylo vybráno 86 epilitických rozsivkových taxonů pro svoji indikační váhu a jednoduchou determinaci. Tato váha druhu byla použita pro výpočet indexu TDI dat ze 70 sledovaných míst, které byly následně vyneseny do grafu oproti koncentraci fosforu. Taxony obecně považovány za tolerantní vůči organickému znečištění jako například *Gomphonema parvulum*, *Navicula gragaria*, *N. lanceolata* a další byly z indexu vyřazeny, a tudíž se trochu změnilo výsledky těchto odběrových míst. Když byla zkoumána organicky znečištěná místa, hodnoty upraveného indexu byly mnohem nižší než u původního indexu zahrnující všechny taxony (Kelly & Whitton, 1995).

Testován byl tento index na bentické rozsivkové flóře horního toku anglické řeky Browney znečištěné odpadními vodami, která se projevuje mírným organickým znečištěním a nízkým poměrem N:P. Dominantní druhy jsou *Cocconeis placentula* a *Amphora pediculus* spolu s dalšími druhy typickými pro eutrofní vody. U vzorků z těchto míst je velmi vysoká druhová bohatost, která se typicky pohybuje nad hranicí 25 druhů na vzorek. Počet pohyblivých druhů je menší než 15 %. V dolním toku převládají druhy tolerantní na organické znečištění, zejména malé druhy rodu *Navicula* (např. *N. atomus*, *N. saprophila*, *N. subminuscula*) dále druhy *Gomphonema parvulum* a *Achnanthes lanceolata* (Kelly & Whitton, 1995).

TDI index vznikl s ohledem na nízkou časovou náročnost a byl navržen tak, aby byl stabilní a lehce naučitelný (Kelly, 1998).

Index TDI byl upraven na stupnici od 0 (nízká koncentrace živin) do 100 (vysoká koncentrace živin), jelikož byla snaha vyjádřit výsledky v celočíselných hodnotách. Tohoto kroku bylo dosaženo díky následujícího přepočtu (Kelly, 1998):

$$TDI = (WMS \times 25) - 25$$

WMS je vážená střední citlivost, která se počítá dle následujícího vzorce (Kelly, 1998):

$$WMS = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \cdot s_j \cdot v_j}{\sum_{j=1}^n a_j \cdot v_j}$$

a_jabundance druhu j ve vzorku
 s_j citlivost druhu j na znečištění (1-5)
 v_jindikační hodnota druhu j (1-3)

Pro některé účely by měl být výsledek uváděn jako DQI (Diatom Quality Index), který se vypočte podle vzorce (Kelly et al., 2001):

$$DQI = 100 - TDI$$

Jelikož v roce 1996 bylo v Anglii velmi teplé léto a průtok v řece Wear byl velmi nízký, což vedlo k rozvoji fytoplanktonu v místech horní části toku, kde se obvykle nevyskytoval. Centrické rozsivky jako *Cyclotella* a *Stephanodiscus* byly ve velkém množství nacházeny v bentických nárostech. V případě výše zmiňované řeky šlo o 32 % rozsivek právě rodu *Cyclotella* v horní části toku. Přítomnost převážně planktonních taxonů mění hodnotu indexu TDI, a proto bylo rozhodnuto, že všechny takové taxony budou odstraněny z modifikované verze tohoto indexu (Kelly, 1998).

Jiné modifikace TDI zahrnovaly nepatrné změny v citlivosti a hodnotě indikátorů některých taxonů. Další podstatnou změnou bylo přidání některých dalších, snadno identifikovaných taxonů vzniklých rozdělením rodu, což přineslo lepší ekologické informace. Avšak stále zde zůstává velká řada druhů, které je pro běžné uživatele těžké rozlišit (Kelly 1998).

Hofmann (1996) uvádí úpravu TDI indexu pro potřeby Německa a Rakouska. Stupnice byla upravena od 1 (oligotrofní prostředí) do 4 (hypereutrofní prostředí) s celkovým počtem 7 stupňů. Stenger-Kovács et al. (2007) vytvořil index TDIL, který má hodnotit trofický stav Maďarských jezer a má být předlohou pro monitoring trofického stavu jezer. TDIL nabývá hodnot 0-5 v pěti třídách kvality vody.

3.2.11. %PTV (Kelly & Whitton, 1995)

Tento ukazatel nevystupuje jako samostatný index. Jedná se o procento valv druhů tolerantních vůči znečištění. %PTV je počítáno jako suma valv patřící do taxonů považovaných za zvláště tolerantní k organickému znečištění. Tyto druhy jsou nejvíce zastoupeny v případech, kdy korelují velmi vysoké koncentrace fosforu se zvýšenými hodnotami ukazatelů, jako jsou pevné látky, biochemická spotřeba kyslíku, amoniak. Fosfor nelze považovat za limitní proměnou (Kelly, 1998).

%PTV je méně spolehlivým ukazatel organického znečištění než TDI. Dle zkušenosti autora je hodnota %PTV menší než 20 % z celkového počtu naznačuje, že organické znečištění chybí či má mírné účinky (Kelly, 1998).

3.2.12. APDI (IDAP) index (Prygiel et al., 1996)

Předlohou pro tento index bylo povodí řeky Artoi-Picardie (Francie), kde byly použity indexy založené na bezobratlých, které byly však špatně přizpůsobeny na dané podmínky. Následně zde bylo použito 6 rozsivkových indexů. Nejlépe se projevil IPS index. Vznik indexu APDI je stažen k povodí řeky Aa, která se nachází severně od povodí Artois-Picardie. Rozloha činí 1350 m², délka řeky s hlavními přítoky je 120 km a vlévá se do Severního moře. Na celém povodí bylo vybráno celkem 19 odběrových míst, zde bylo provedeno celkem 86 odběrů během srpna a září roku 1989. Dále v průběhu února, června a srpna 1990 (Prygiel et al., 1996).

Rozsivky byly seškrabávány z několika přírodních pevných substrátů o ploše cca 10 cm². Pokud chyběl přírodní materiál, byl nahrazen umělým materiálem, např. pilířem apod. Při nepřítomnosti pevných materiálů, byl použit rostlinný materiál. Odběry byly prováděny v hloubce přibližně 30 cm, kde nehrozí vliv silného proudění a sedimentace. Poté byly vzorky vypáleny v peroxidu vodíku a byly z nich vytvořeny trvalé preparáty (Prygiel et al., 1996).

Následně bylo spočítáno a determinováno v každém vzorku 400 frustul. Z jednotlivých vzorků byly vypočteny indexy IPS a GDI, které jsou založeny na vzorci Zelinky a Marvana (1961). Indexy nabývají hodnot 1 až 5, které jsou následně přepočítány pro srovnání s ostatními indexy na stupnici 1 až 20 (Prygiel et al., 1996).

Vývoj APDI byl proveden ve čtyřech po sobě jdoucích fázích (Prygiel et al., 1996):

- 1) Klasifikace je rozdělena do 4 tříd podle rozdílu mezi IPS a GDI (viz Tab. VII)

Tab. VII: Hodnoty APDI indexu a zařazení do jednotlivých tříd.

třída	hodnota PDI
1.	$ \text{IPS} - \text{GDI} > 3$
2.	$2 \leq \text{IPS} - \text{GDI} > 3$
3.	$1 \leq \text{IPS} - \text{GDI} > 2$
4.	$ \text{IPS} - \text{GDI} < 1$

- 2) Identifikace druhů zodpovědných za rozdíly mezi indexy IPS a GDI pro každou jednotlivou třídu 1 až 3. Jedná se o druhy se zastoupením ≥ 5 % (hodnota zohledňující běžné a dominantní druhy) a rozdílem v citlivosti na znečištění $>0,4$ % (hodnota nastavena tak aby nedošlo k okamžitému odstranění běžných a hojných druhů např. druhů rodu *Navicula*). Rod *Navicula* má citlivost 3,4 avšak mnoho druhů, jako *N. gregaria*, *N. lanceolata* a *N. minima*, které jsou často zásadní, však mají citlivost 3.
- 3) Výpočet rozsivkových indexů IDP1, IDP2, IDP3, které odpovídají jednotlivým třídám 1,2,3.
- 4) Studium korelací APDI a IPS, což je považováno za referenční hodnotu.

Na výpočet GDI a IPS bylo použito v tomto případě 242 druhů a variet. U většiny případů je vyšší hodnota GDI než hodnota IPS. Tato situace odpovídá dominanci druhů, jejichž citlivost na znečištění je nižší než citlivost rodů, ke kterému patří. U zbytku případů (asi čtvrtina) byla hodnota GDI pod hodnotami IPS, čímž je kvalita vody podceňována. Tento případ odpovídá dominantnímu postavení druhů, jejichž citlivost na znečištění je vyšší než u rodu, ke kterému patří. Všechny vzorky byly následně rozděleny do čtyř tříd podle referenčních hodnot a druhy odpovědné za tyto nesrovnalosti byly identifikovány pro jednotlivé třídy 1,2,3, které odpovídají třem indexům IDP1, IDP1, IDP3. Bylo velmi důležité, aby výsledky IPS a APDI byly srovnatelné, když IPS měl být v praxi nahrazen APDI (Prygiel et al., 1996).

3.2.13. BDI index (Lenoir & Coste, 1996)

BDI index byl vytvořen francouzskou společností CEMAGREF. Cílem bylo vytvoření indexu pro praktické hodnocení kvality čistoty vody za použití rozsivek. Byla vytvořena databáze vzorků z celé Francie odebraných mezi lety 1977-1994, ze kterých většina pochází ze severní a severozápadní části země. Tato databáze obsahovala celkově 1332 vzorků, ve kterých byly jednotlivé rozsivky určeny do úrovně druhu (Lenoir & Coste, 1996). Druhy obtížně identifikovatelné, které jsou snadno morfologicky zaměnitelné, byly sjednoceny do jednoho taxonu. Vznikla databáze zahrnující 209 klíčových druhů, která obsahuje i 57 sjednocených taxonů (Lenoir & Coste, 1996).

Pravděpodobnost výskytu klíčových taxonů nalezených ve vzorku dává křivku se sedmi třídami kvality na vodorovné ose (Coste et al., 2009). Dle Lenoir & Coste (1996) třída 7 poukazuje na výbornou kvalitu vody a naopak třída 1 indikuje nejnižší kvalitu vody (v ostatních saprobních stupnicích odpovídá nejnižší hodnota oligosaprobítě a nejvyšší odpovídá silnému znečištění). Coste et al. (2008) uvádí následné vypočtení těžiště křivky (hodnoty mezi 0 až 7), které je poté transformováno na stupnici 0 až 20. Takto stanovená hodnota je výslednou hodnotou indexu BDI.

Celkem 72 % variability celkové hodnoty indexu lze vysvětlit variabilitou kvality vody. Což je skoro dvakrát více, než u indexu IPS s 37 % (Lenoir & Coste, 1996).

V roce 2003 byly zjištěny problémy s použitím indexu BDI- jedním z hlavních problémů použití se staly sjednocené druhy, které odpovídají morfologicky, avšak ekologicky se jedná o zcela odlišné druhy. To mohlo způsobit vážné zkreslení v kvalitě vody, zvláště pokud by byl tento druh dominantou. Proto byla v roce 2006 vytvořena nová verze indexu BDI, tzv. BDI-2006. Na tuto inovovanou verzi bylo využito 2802 vzorků, ve kterých bylo celkem identifikováno 1063 druhů rozsivek, z nichž bylo použito pouze 838 druhů. Celkový počet vzorků byl rozdělen do 7 tříd dle fyzikálně-chemických vlastností prostředí. Morfologicky podobné taxony nebyly sloučeny, došlo k pečlivému popisu a rozdělení v taxonomickém manuálu, díky kterému je možné oddělit jednotlivé druhy za pomoci světelného mikroskopu (Coste et al., 2009).

BDI- 2006 je vypočten dle následující rovnice (Coste et al., 2009):

$$F(i) = \frac{\sum_{x=1}^n Ax \cdot Px(i) \cdot Vx}{\sum_{x=1}^n Ax \cdot Vx}$$

F(i) pravděpodobnost výskytu sumy druhů pro jakostní třídu (i)

Ax..... abundance (‰) druhu x

Px..... pravděpodobnost výskytu druhu x pro jakostní třídu (i)

Vx..... hodnota ekologické amplitudy druhu x

n počet druhů, jejichž abundance je větší jak 7,5 ‰

Po výpočtu všech hodnot F(i) sedmi jakostních tříd vypočteme hodnotu B, čímž docílíme vytvoření dvaceti stupňové škály (Coste et al., 2009):

$$B = 1 \cdot F(1) + 2 \cdot F(2) + 3 \cdot F(3) + 4 \cdot F(4) + 5 \cdot F(5) + 6 \cdot F(6) + 7 \cdot F(7)$$

Korelace mezi indexem BDI-2006 a SPI je 89 % na rozdíl od původního indexu BDI, který koreluje s indexem PSI pouze na 62 %. Dále autoři uvádějí, že se jedná o jediný evropský index, který bere v potaz abnormální formy druhů, které jsou velmi často spojeny s vyšším obsahem určitých kovů v prostředí (Coste et al., 2009).

Szulc & Szulc (2013) uvádějí navržené rozdělení hodnot indexu BDI do 5 tříd kvality vody se dvěma rozmezími hodnot (viz Tab. VIII). V této tabulce je uvedeno jednak rozdělení z roku 1996 označeného jako „BDI (1996)“ a rozdělení z roku 2009 uvedeného v tabulce jako „BDI (2009)“:

Tab. VIII: Navrhované rozdělení indexu BDI dle Szulc & Szulc (2013).

BDI (1996)	BDI (2009)	třída kvality vody	ekologický stav
>17,0	>17,0	I	velmi dobrý
13,0-16,9	15,0-16,9	II	dobrá
9,0-12,9	12,0-14,9	III	průměrný
5,0-8,9	5,0-11,9	IV	slabý
<4,9	<4,9	V	špatný

3.2.14. SID index (Rott et al., 1997)

Index založený na kontrolním seznamu perifytonních druhů z existujících výzkumů tekoucích vod, na informacích z literatury a nepublikovaných osobních výzkumů. Databáze, o které se seznam opírá, obsahují informace ze 450 stanovišť tekoucích vod. Na základě těchto údajů bylo do seznamu zařazeno celkem 995 druhů z 9 tříd řas. Nejpočetnější třídou řas tvořící skoro 70 % s počtem 650 druhů jsou rozsivky (Rott et al., 1997).

Jelikož řada řas má poměrně úzké rozmezí distribuce či ostrou toleranci proti silnému organickému znečištění byly čtyři klasické stupně saprobity (oligosaprobity, β -mezosaprobity, α -mezosaprobity a polysaprobity) rozšířeny o 3 mezistupně. Můžeme tedy mluvit celkem o 8 úrovních saprobity, 7 již zmíněných úrovní a xenosaprobity (Rott et al., 1997).

Každému druhu je uděleno 10 bodů, body jsou rozděleny do jednotlivých úrovní saprobity dle abundance druhu. Z rozdělení bodů se vypočte vážený průměr uvedený jako saprobní váha druhu (S). Indikační váha druhu (G) je založena hlavně na úvahách autorů (Rott et al., 1997).

Většina nalezených taxonů je vhodnými indikátory navzdory převaze neznečištěných lokalit v datovém souboru, hodnoty indexu pro druhy jasně odrážejí různé typy reakcí na organické obohacení (Rott et al., 1997).

Výpočet indexu saprobity pro růst řas by měl být založen na kombinaci seznamů druhů a údajů o frekvenci ve vzorcích. Výpočet saprobního indexu všech tříd řas se provádí dle následujícího vzorce (Rott et al., 1997):

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i}$$

SI	saprobní index (SI _{MA} =makrořasy, SI _{MI} =mikrořasy, SI _{VF} = řasy bez frekvence druhu)
S _i	saprobní váha druhu i
G _i	indikační váha druhu i
n	počet druhů
H _i	indikace frekvence druhu i (u mikrořas se uvádí % z plochy nejméně 10 preparátů)

Výsledek indexu nabývá hodnot od 1 do 3,5, rozdělení do jednotlivých úrovní saprobity viz Tab. VIII (Rott et al., 1997).

Tab. VIII: Rozdělení stupňů saprobity dle rozmezí indexu SID a přiřazení tříd kvality vody (Rott et al., 1997).

úroveň saprobity	hodnota indexu	třída kvality vody
oligosaprobity	<1,3	I a lepší (žádné nebo velmi malé znečištění)
oligosaprobity - β -mezosaprobity	1,4 - 1,7	I - II (mírné znečištění)
β -mezosaprobity	1,8- 2,1	II (nadměrné znečištění)
β -mezosaprobity - α -mezosaprobity	2.2 - 2.5	II - III (střední až silné znečištění)
α -mezosaprobity	2,6 - 3,0	III (silné znečištění)
α -mezosaprobity - polysaprobity	3,1 - 3,4	III - IV (silné až velmi silné znečištění)
polysaprobity	> 3,5	IV (velmi silné znečištění)

3.2.15. TID index (Rott et al., 1999)

Jedná se o první pokus vyvinout metodu hodnocení trofického stavu tekoucích vod za pomoci perifytonních společenstev řas všech taxonomických skupin. Tento index je založen na datech z více než 1100 vzorků z více jak 200 řek Rakouska. Celkem bylo ve vzorcích nalezeno téměř 1000 druhů spadajících celkem do 9 tříd (Rott et al., 1999).

Pro výpočet indexu založeného na hodnotách fosforu, byl použit tento vzorec (Rott et al., 1999):

$$TID = \frac{\sum_{i=1}^n TW_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i}$$

TID trofický index (všechny taxonomické skupiny)

TW_i trofická hodnota druhu i

G_i indikační váha druhu i

n celkový počet druhů

H_i abundance druhu i v %

Bylo následně stanoveno rozmezí hodnot indexu 5 trofických úrovní a 4 trofických podúrovní v porovnání s hladinou celkového fosforu (viz Tab. IX). Z 1000 druhů bylo 800 označeno jako indikační, a následně byly použity při hodnocení trofického stavu dle celkových hodnot fosforu (Rott et al., 1999).

Tab. IX: Rozmezí hodnot indexu TID přiřazeným k úrovním trofie (Rott et al., 1999).

hodnota indexu	trofická úroveň	celkový fosfor ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	
		roční průměr	extrémní hodnoty
$\leq 1,0$	ultraoligotrofní	< 5	< 10
1,1- 1,3	oligotrofní	< 10	< 20
1,4- 1,5	oligo-mezotrofní	10- 20	< 50
1,6- 1,8	mezotrofní	< 30	< 100
1,9- 2,2	mezo-eutrofní	30- 50	< 150
2,3- 2,6	eutrofní	50- 100	< 250
2,7- 3,1	eu-polytrofní	> 100	> 250
3,2- 3,4	polytrofní	250- 650	> 650
$\geq 3,5$	poly- hypertrofní	> 650	> 650

Výpočet indexu založeného na hodnotách dusíku dle následujícího vzorce (Rott et al., 1999):

$$TID_N = \frac{\sum_{i=1}^n NZ_i \cdot G_i \cdot H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \cdot H_i}$$

TID_N..... trofický index dle dusíku (všechny taxonomické skupiny)

TW_i hodnota dusíku pro druh i

G_i indikační váha druhu i

n celkový počet druhů

H_i abundance druhu i v %

Následně byly vytvořeny 4 trofické úrovně a 3 trofické podúrovně v porovnání s celkovou hladinou dusíku (viz Tab. X). Celkem 142 druhů ze všech taxonomických skupin bylo využito na hodnocení trofického stavu dle preference dusíku (Rott et al., 1999).

Tab. X: Rozmezí hodnot indexu TID_N přiřazeným k úrovním trofie (Rott et al., 1999).

hodnota indexu	trofická úroveň	NO ₃ -N (µg.l ⁻¹)
≤ 1,0	oligotrofní	< 500
1,1- 1,5	oligo-mezotrofní	500-750
1,6- 2,0	mezotrofní	750-1000
2,1- 2,5	mezo- eutrofní	1000-2000
2,6- 3,0	eutrofní	2000-3000
3,1- 3,5	eu-polytrofní	3000-5000
≥3,5	polytrofní	> 5000

Existuje ještě index TID_{DIA} založený na geochemických datech a rozděluje rozsivky do 5 skupin (A- F). Index vykazující velmi nízkou pravdivost výsledků (Rott et al., 1999).

3.2.16. IDP (PDI) index (Gómez & Licursi, 2001)

Index regionálního měřítka vytvořený na základě citlivosti epilitických rozsivek na organické znečištění a eutrofizaci tekoucích vod argentinských pamp, přesněji o oblast v provincii Buenos Aires, ovlivněnou zemědělskou činností, chovem dobytka a průmyslem, kromě toho se zde také nachází hlavní městská aglomerace Argentiny (Gómez & Licursi, 2001).

Celkově bylo odebráno 164 vzorků z řek a menších potoků celé planiny, na kterých byla vždy vybrána 3-4 odběrová místa, umístěná na horní, střední a dolní části jednotlivých toků. Odběry probíhaly v letech 1997 až 1999. Pro vypracování samotného indexu bylo determinováno 210 druhů, které byly kvantifikovány a kategorizovány dle citlivosti k ekologickému obohacení a eutrofizaci. S přihlédnutím na proměnné BSK₅, NH₄⁺, PO₄³⁻ byla vytvořena škála pěti tříd kvality vody a to od 0 do IV (Gómez & Licursi, 2001).






Zastoupení jednotlivých druhů bylo posuzováno ve vztahu k výše uváděným třídám kvality vody, výsledkem bylo přiřazení specifické hodnoty indexu (I_{idp}) k jednotlivým druhům. Rozsah I_{idp} se pohybuje v rozmezí od 0 do 4. Jestliže se druh nachází pouze v jedné třídě, nabývá hodnoty třídy. Pokud se však určitý druh vyskytuje ve dvou po sobě následujících třídách se stejným zastoupením je hodnota I_{idp} 0,5; 1,5; 2,5 nebo 3,5. Pokud je zastoupení v jedné třídě vyšší, zvyšuje se příslušná hodnota o 0,25 (Gómez & Licursi, 2001).

IDP index byl spočten dle následujícího vztahu (Gómez & Licursi, 2001):

$$IDP = \frac{\sum_{j=1}^N I_{idp\ j} \cdot A_j}{\sum_{j=1}^N A_j}$$

Výsledná škála indexu (viz Tab. XI) se pohybuje v rozmezí hodnot od 0 do 4 (Gómez & Licursi, 2001).

Tab. XI: Třídy kvality vody dle hodnoty IDP indexu (Gómez & Licursi, 2001).

Třídy kvality vody	IDP	Popis podmínek	Stupeň poškození	Barva
0	0-0,5	velmi dobré: bez znečištění, přírodní vody, malých živin a organického znečištění	velmi mírné: malý vliv člověka	
I	> 0,5 - 1,5	dobré: mírné znečištění a eutrofizace, nízká úroveň živin a organických látek	mírné: rozsáhlý chov dobytka a zemědělství	
II	> 1,5 - 2	přijatelné: mírně znečištění a eutrofizace, vysoká koncentrace živin a organických látek	mírná zemědělská činnost a intenzivní chov dobytka	
III	> 2 - 3	špatné: silné znečištění a eutrofizace, přítomnost částečně degradované organických látek	silné: intenzivní zemědělství a chov dobytka, mírné průmyslové aktivity a hustota obyvatelstva	
IV	> 3- 4	velmi špatné: silné znečištění, vysoká koncentrace organických látek, převaha redukčních procesů a přítomnost průmyslových výrobků	velmi silné: intenzivní průmyslové aktivity a vysoká hustota obyvatelstva	

3.2.17. LOBO (BWQI) index (Lobo et al., 2002 in Lobo et al., 2004)

Jde o první systém hodnocení kvality povrchových vod jižní Brazílie. Index je založený na fyzikálně-chemických parametrech a biologické metodě hodnocení. První saprobní systém v Brazílii byl vytvořen a publikován v roce 2002. Tento systém rozděluje rozsivky do tří skupin dle tolerance druhů ke znečištění: skupina A (vysoce tolerantní), skupina B (tolerantní) a skupina C (málo tolerantní). Těchto skupin bylo využito na výpočet indexu BWQI (Lobo et al., 2004).

Pro doplnění původního saprobního systému byly determinovány rozsivky tolerantní k eutrofizaci ze tří brazilských řek. Byly využity vzorky nárostových rozsivek z kamenů, které byly posléze zafixovány formolem. Poté byly vzorky vyčištěny kyselinou sírovou a kyselinou chlorovodíkovou. Takto vyčištěné vzorky byly zality do pryskyřice a v každém vzorku bylo počítáno nejméně 600 valv (Lobo et al., 2004).

Celkem bylo vytvořeno 5 skupin rozsivek na základě tolerance k eutrofizaci: velmi nízká, nízká, střední, vysoká, velmi vysoká. Samotný index BWQI je počítán dle následujícího vzorce (Lobo et al., 2004):

$$BWQI = \frac{\sum (s \times h \times vi)}{\sum (s \times vi)}$$

s specifická saprobní hodnota

h procentuální zastoupení jednotlivých druhů ve vzorku

vi indikační hodnota druhu i

Výsledná hodnota indexu nabývá rozmezí od 0 do 4, jednotlivé stupně jsou uvedeny v následující tabulce (viz Tab. XII).

Tab. XII: Rozmezí hodnot indexu LOBO s přiřazeným stupněm znečištění (Lobo et al., 2004).

rozmezí indexu	znečištění
0-0,9	žádné
1,0-1,4	nízké
1,5-2,0	mírné
2,1-2,7	těžké
2,8-4,0	velmi těžké

Jde o index s velmi vysokou mírou korelace s ekologickými vlastnostmi vody- BSK₅, fosforečnany. (Lobo et al., 2004).

3.2.18. EPI-D index (Dell'Uomo, 2004)

Rozsivkový index vytvořený v Itálii po dlouhodobém výzkumu společenstev řas a sinic tekoucích vod. Index je založen na citlivosti rozsivek na živiny, organické látky a stupeň mineralizace vodního toku, zvláštní zřetel je brán na chloridy, které mohou reprezentovat silný faktor znečištění ve vnitrozemských vodách (Dell'Uomo, 2004).

Vzorec pro výpočet EPI-D indexu (Dell'Uomo, 2004) založeného na vzorci Zelinky & Marvana (1961):

$$EPI - D = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \cdot r_j \cdot i_j}{\sum_{j=1}^n a_j \cdot r_j}$$

a_j relativní zastoupení jednotlivých druhů j
 r_j reliabilita druhu j jako indikátoru, nepřímo úměrná ekologické valenci, nabývá hodnot: 5– velmi dobrý indikátor; 3– dobrý indikátor; 1– pro dostatečný indikátor
 i_j citlivost rozsivek k znečištění a eutrofizaci, hodnoty 0 (velmi citlivé druhy) až 4 (velmi tolerantní druhy)

Dell'Uomo & Torrisi (2011) uvádějí vnitřní rozdělení EPI-D indexu na 3 dílčí indexy (viz Tab. XIII).

Tab. XIII: Popis dílčích indexů EPI-D indexu (Dell'Uomo & Torrisi, 2011).

dílčí index	citlivost rozsivek na
TI-D (trofický)	živiny především dusičnany, amonný dusík a fosfor
SI-D (saprobní)	založen na citlivosti rozsivek na rozpuštěné organické látky vyjádřených jako BSK ₅ (biochemická spotřeba kyslíku)
HI-D (salinní)	minerálních sole, zejména na chloridy, které silně ovlivňují složení a rozložení rozsivek v tekoucích vodách

Výše uvedené indexy jsou odvozené ze tří dobře známých systémů: trofického systému, saprobního systému a systému salinity. Systémy jsou uvedeny v 5 hlavních skupinách v tabulce XIV (Dell'Uomo & Torrisi, 2011).

Tab. XIV: Srovnání jednotlivých ekologicky důležitých parametrů s hodnotou citlivosti (*i*) jednotlivých stupňů reliability- *r* (Dell'Uomo & Torrisi, 2011).

stupeň trofie	stupeň saprobie	stupeň salinity	I		
			r=5	r=3	r=1
ultraoligotrofní	xanosaprobní	halofobní	0		
				0,5	
oligotrofní	oligosaprobní	olighohalobní	1		1
		<i>exigentní</i>		1,5	
mesotrofní	β-mezosaprobní	oligohalobní	2		2
		<i>tolerantní</i>		2,5	
eutrofní	α-mezosaprobní	halofilní	3		3
				3,5	
hypertrofní	polysaprobní	β-mezohalobní	4		

Dell'Uomo (2004) uvádí, že index nabývá hodnot v rozmezí 1-4 viz Tab. XV, avšak pro porovnání s ostatními evropskými rozsivkovými indexy, které jsou založené na jiné stupnici, bylo nutné transformovat tento index dle následujícího vztahu:

$$\frac{\text{hodnota}}{20} = \left(-4,75 \times \frac{\text{hodnota}}{4}\right) + 20$$

Díky výše uvedenému vztahu se rozmezí indexu pozmění na hodnoty 1-20. Jednotlivé stupně kvality vody v závislosti na rozmezí hodnot indexu EPI-D jsou hodnoceny v Tab. XVI (Dell'Uomo & Torrisi, 2011).

Tab. XV: Jednotlivé rozmezí stupňů indexu EPI-D a k nim přiřazená kvalita prostředí (Dell'Uomo, 2004).

EPI- D	kvalita prostředí	barva
$0,0 < \text{EPI-D} \leq 1,0$	vynikající kvalita prostředí	
$1,0 < \text{EPI-D} \leq 1,5$	dobrá kvalita prostředí	
$1,5 < \text{EPI-D} \leq 1,8$	dostatečná kvalita prostředí	
$1,8 < \text{EPI-D} \leq 2,0$	nepatrně změněné prostředí	
$2,0 < \text{EPI-D} \leq 2,2$	mírně znečištěné prostředí	
$2,2 < \text{EPI-D} \leq 2,5$	silně znečištěné prostředí	
$2,5 < \text{EPI-D} \leq 3,0$	těžce znečištěné prostředí	
$3,0 < \text{EPI-D} \leq 4,0$	zcela degradované prostředí	

Tab. XVI: Stupně kvality vody dle rozmezí indexu do 5 hlavních tříd a 4 podtříd (kurzívou) na rozhraní 2 po sobě následujících hlavních tříd (Dell'Uomo & Torrisi, 2011).

hodnota EPI-D indexu	třída	kvalita vody
$20 \geq \text{EPI-D} > 15,5$	I	vynikající
$15,5 \geq \text{EPI-D} > 14,5$	<i>I-II</i>	<i>vynikající až dobrá</i>
$14,6 \geq \text{EPI-D} > 12,5$	II	dobrá
$12,5 \geq \text{EPI-D} > 11,5$	<i>II-III</i>	<i>dobrá až podprůměrná</i>
$11,5 \geq \text{EPI-D} > 9,5$	III	podprůměrná
$9,5 \geq \text{EPI-D} > 8,5$	<i>III-IV</i>	<i>podprůměrná až špatná</i>
$8,5 \geq \text{EPI-D} > 6,5$	IV	špatná
$6,5 \geq \text{EPI-D} > 5,5$	<i>IV-V</i>	<i>špatná- velmi špatná</i>
$5,5 \geq \text{EPI-D} > 1$	V	velmi špatná

Dell'Uomo & Torrisi (2011) uvádějí pouze pět stupňů indexu EPI- D namísto osmi zmíněných (Tab. XV) viz Tab. XVII

Tab. XVII Pět stupňů indexu EPI-D a k nim přiřazena kvalita prostředí (Dell'Uomo & Torrisi).

EPI-D	kvalita vody
$0,0 < \text{EPI-D} \leq 1,0$	výborná
$1,0 < \text{EPI-D} \leq 1,7$	dobrá
$1,7 < \text{EPI-D} \leq 2,3$	střední
$2,3 < \text{EPI-D} \leq 3,0$	špatná
$3,0 < \text{EPI-D} \leq 4,0$	velmi špatná

Jedná se o index široce používaný v Evropě. Jeho korelace s ostatními běžně používanými Evropskými indexy je velmi dobrá. Testováním indexů bylo zjištěno, že EPI-D patří mezi evropské indexy s nejlepšími výsledky. Všechny tyto důvody naznačují, že index EPI-D představuje platný prostředek pro hodnocení ekologického stavu tekoucích vod (Dell'Uomo & Torrisi, 2011).

3.2.19. DI-CH index (Hürlimann & Niederhauser, 2007)

Index vytvořený na základě vzorků epilitonních rozsivkových společenstev ze švýcarských řek. Sestavena byla rozsáhlá databáze obsahující celkem 3 649 švýcarských rozsivkových druhů, které byly determinovány v průzkumech v období mezi léty 1985 a 2005 (Hürlimann & Niederhauser, 2007). Dle Solak & Ács (2011) tento index používá celkem 188 rozsivkových druhů.

Index je počítán dle následujícího vztahu, založeném na rovnici dle Zelinky & Marvana (1961):

$$DI - CH = \frac{\sum_{i=1}^n D_i \times G_i \times H_i}{\sum_{i=1}^n G_i \times H_i}$$

D _i	citlivost druhu i (nabývající 15 hodnot od 1 do 8 odstupňovány po 0,5)
G _i	reliabilita druhu i jako indikátoru (hodnoty 0.5,1,2,4 a 8) popis hodnot viz TAB
H _i	relativní zastoupení (abundance)druhu i v procentech
n	počet druhů ve vzorku






Jednotlivé stupně reliability jsou uvedeny v Tab. XVIII (Hürlimann & Niederhauser, 2007).

Tab. XVIII: Popis jednotlivých stupňů citlivosti indexu DI- CH (Hürlimann & Niederhauser, 2007).

reliabilita	popis
8	velmi dobrý indikátor, úzká ekologická valence, důležité druhy pro diagnózu kvality vod
4	velmi dobrý indikátor, ekologická valence úzká (80 % omezeno na 2 třídy)
2	dobrá indikátor, průměrná ekologická valence (80 % omezeno na 3 třídy)
1	slabý indikátor, široká ekologická valence (4 a více tříd)
0,5	velmi slabý indikátor, nedůležité druhy či druhové komplexy s nedostatečnou taxonomickou determinací

Index se pohybuje v rozmezí hodnot 1 až 8, které jsou dále rozděleny do 8 tříd. Přehled kvality vody v jednotlivých třídách indexu viz Tab. XIX (Hürlimann & Niederhauser, 2007).

Tab. XIX: Stupně kvality vody dle hodnot rozmezí jednotlivých tříd indexu DI-CH (Hürlimann & Niederhauser, 2007).

třída	rozmezí (výsledná hodnota indexu)	kvalita vody	barevná škála
1	1,0-1,49	velmi dobrá	
2	1,5-2,49		
3	2,5-3,49		
4	3,5-4,49	dobrá	
5	4,5-5,49	přijatelná	
6	5,5-6,49	slabá	
7	6,5-7,49	špatná	
8	7,49-8,0		

Problémy s aplikací indexu uvádí Hürlimann & Niederhauser (2007)

- při periodickém vysychání, výskyt aerofilních druhů - *Hantzschia amphioxys*, *Luticola geoppertiana*
- popovodňový stav vody - dominují druhy pionýrské - např. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, které mají malý vztah ke kvalitě dané vody
- výtoky jezer - pokud ve vzorcích silně dominují planktonní rody např. *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Cyclostephanos*, *Stephanodiscus*, *Tabellaria* či *Thalassiosira*
- tam, kde je velmi silné zastoupení vláknitých řas, velké množství epifytických rozsivek např. *Cocconeis*, *Rhoicosphenia*
- v případě, kdy v živém vzorku mají převahu mrtvé rozsivky, značí určité toxické prostředí
- v silně tekoucích a rozvířených vodách, kde je tedy vyšší okysličení, navyšuje se mírně biologická indikaci nad indikací chemickou
- při malém zastoupení rozsivek se počítá nejméně 300 valv, při počtu menším než 300 valv není DI-CH index tak věrohodný
- obecná náročnost determinace rozsivek

Mnoho druhů prošlo taxonomickou revizí, zvláštní pozornost byla věnována druhům s obtížnou determinací, které byly pro účely indexu uspořádány do skupin. Kalibrace indexu byla provedena pomocí fyzikálně-chemických parametrů. Pro třídy DI-CH indexu byla stanovena horní hranice jednotlivých chemických parametrů (Hürlimann & Niederhauser, 2007).

3.2.20. LBI (PTI) index (Lange-Bertalot, 1979)

Vychází ze sledování rozsivkového společenstva řek Mohan a Rýn po dobu 4 let. Navíc byly odebrány vzorky z dalších evropských řek, aby byla dosažena účinnost metody za srovnatelných podmínek. Byly stanoveny stupně saprobity a doplněny fyzikálně-chemickými parametry viz Tab. XXII (Lange- Bertalot, 1979).

Tab. XXII: Stupně saprobity a jejich vztah k chemicko-fyzikálním parametrům prostředí (Lange- Bertalot, 1979).

stupeň saprobity	znečištění	průměrná BSK ₅ [mg.l ⁻¹]	O ₂ - saturační deficit [%]
β-mezosaprobity	střední	< 4	< 30
β/α-mezosaprobity	vážné	< 7	< 50
α-mezosaprobity	těžké	< 13	< 75
α-mezo/polysaprobity	velmi těžké	< 22	< 90
polysaprobity	nadměrné	> 22	> 90

Všechny taxony mohou být rozděleny do tří kategorií dle jejich tolerance ke zvyšujícímu se znečištění (Lange- Bertalot, 1979).

Kategorie 1: Do této kategorie spadají druhy vysoce tolerantní ke znečištění. Taxony v této kategorii nejsou příliš početné, ale dle znalostí autorů jsou celosvětově rozšířené a mají srovnatelné ekologické vlastnosti. Samozřejmě se vyskytují i v čistějších lokalitách, avšak ne v takové míře. Patří sem například druhy jako *Nitzschia palea* nebo *Gomphonema parvulum*.

Kategorie 2: Tato kategorie obsahuje druhy relativně citlivé ke znečištění, které mohou existovat s vysokou mírou produkce v α-mezosaprobických vodách, ale nikoli v polysaprobických vodách. Proto slouží jako druhy odlišující tyto dva druhy vod. Do této kategorie patří například *Nitzschia paleacea* a *Fragilaria vaucheriae*. Celkově jsou taxony rozděleny do dvou saprobiologických podkategorií 2a a 2b. V podkategorii 2b se nacházejí druhy choulostivější než v podkategorii 2a. Do kategorie dva jsou zařazeny také druhy, jejichž ekologické preference jsou poněkud sporné, pravděpodobně se sníženou vitalitou jako například *Frustulia vulgaris*.

Kategorie 3: V této kategorii můžeme nalézt druhy, které netolerují podmínky horší než kritická úroveň znečištění. Jedná se o velmi velkou skupinu s vysokou hustotou a četností jejich nálezů v Evropských řekách. Patří sem druhy jako *Nitzschia dissipata* a *Diatoma vulgare*. Obdobně jako kategorie 2 se dělí na podkategorie 3a a 3b. Spadá sem druh *Achnanthes exigua* u kterého je zařazení poněkud sporné.

Index nabývá hodnot od 1 (znečištěná voda) do 3 (málo znečištěná voda) a je vypočten dle následujícího vztahu (Barbour et al., 1999):

$$PTI = \frac{\sum n_i t_i}{N}$$

<p>n_i..... počet napočítaných valv druhu i t_i..... toleranční hodnota druhu i N..... celkový počet napočítaných valv</p>

3.2.21. RPI_B index (Sumita & Watanabe, 1983)

Index vytvořen v Japonsku, na základě společenstev epilitických organismů dvou tamních řek Asano-gawa a Sai-gawa. Na první řece bylo vybráno celkem 11 odběrových míst, na druhé 9 zahrnující odběrová místa i na dvou jejích přítocích. Ve vzorcích z řeky Asano-gawa bylo celkem determinováno 62 druhů rozsivek v 19 rodech. Vzorky z řeky Sia-gawa obsahovaly celkem 55 druhů rozsivek v 16 rodech. Největší zastoupení měly druhy patřící do rodů *Navicula* a *Nitzschia* (Sumita & Watanabe, 1983).

Tento index je vytvořen na stejném principu jako DAI_{po} index (viz kapitola 3.2.7.), ovšem s tím rozdílem, že je možné srovnávat znečištění vody na různě dlouhých řekách, vzorec pro výpočet indexu zní (Sumita & Watanabe, 1983):

$$RPI_B = \frac{S}{L}$$

S..... plocha, která je obklopena osou souřadnice a linií spojujících bodů

L..... délka vodního tělesa

Maximální hodnota tohoto indexu je stejná jako v případě indexu DAI_{po}, tedy 100. V případě neznečištěné řeky Shingu-gawana byl tento index hodnoty 76,3 (Sumita & Watanabe, 1983).

3.2.22. IFL index (Fabri & Leclercq, 1984)

Jedná se o index vytvořený v Belgii na vzorcích ze severní části masivu Ardeny. Autoři uvádějí pozorování na 150 stanicích povodí několika belgických řek protékající tímto masivem. Pro stanovení jemné typologie přírodního prostředí bylo pravidelně prozkoumáno 70 referenčních stanic umístěných v bezpečném prostředí chráněném před jakýmkoliv vlivem člověka. Na základě geologického podloží a porovnání s referenčními stanicemi bylo stanoveno 80 více či méně znečištěných stanic (Fabri & Leclercq, 1984).

Mezi lety 1976 a 1978 probíhalo pozorování na vybraných 70 stanicích, které vyústilo v definici 10 trofických variant rozsivkové vegetace. Tyto varianty byly uskupeny do dvou sestav. První sestava *Eunotia exigua-Pinnularia subcapitata* se skládá z 6 trofických variant složených převážně z acidofilních druhů, ve kterých dominuje *Eunotia exigua*. Jednotlivé varianty se rozlišují podle kodominantních druhů (*E. rhomboidea*, *E. curvata*, *Achnanthes austriaca* var. *helvetica*) a případné přítomnosti neutrofilů jako je třeba *Achnanthes minutissima*, který se občas může stát dominantním (Fabri & Leclercq, 1984).

Druhá sestava označená *Fragilaria capucina* var. *lanceolata* a *Eunotia pectinalis* var. *minor* obsahuje méně acidofilních taxonů a přibývá počet neutrofilů, často jsou tyto varianty dominovány druhem *Achnanthes minutissima*. Pouze neutrofilní varianta 10 je označena jako *Diatoma hiemale-Meridion circulare* (Fabri & Leclercq, 1984).

Dle Fabri & Leclercq (1984) mohou být tyto komplexy rozpoznány v mírně až středně znečištěných vodách i přes posun od acidofilních k neutrofilním seskupením, dominují zde taxony s velkou ekologickou valencí. V těžce znečištěných vodách mizí charakteristické druhy a výrazněji se začnou uplatňovat jiné druhy. Na základě autekologie 150 hlavních taxonů autoři definovali 6 skupin citlivosti (G6-G1).

3.2.23. DMA (Passy & Bode, 2004)

Jedná se o index pro hodnocení antropogenního dopadu na toky založený na relativní abundanci druhů *Achnanthes minutissima*, *A. linearis* a dalších několika vybraných rodů rozsivek. Citlivost DMA na malém i velkém měřítku byla testována a porovnávána s ostatními běžně používanými rozsivkovými indexy (Passy & Bode, 2004).

Byly použity vzorky celkem ze 71 toků z nedotčených i člověkem ovlivněných přírodních oblastí západní části státu New York. Díky rozborům vod, charakteru krajiny a demografie studované oblasti bylo umožněno rozpoznání toků, které sloužily jako referenční, tyto toky měly nízký obsah iontů, živin a neutrální pH a nacházely se v zalesněných neobydlených oblastech s minimálním vlivem urbanizace a zemědělství (Passy & Bode, 2004).

Vzorky byly odebírány z bentických habitatů a to kamenů, bahna a makrofyt. Rozsivkový materiál byl zakonzervován pomocí 4 % formaldehydu. Poté byly připraveny preparáty stejným způsobem jako v kap. 3. 2. 10. o TDI indexu. Následně bylo počítáno minimálně 300 frustul. Byla provedena základní chemická analýza vzorků vod z jednotlivých odběrových míst (Passy & Bode, 2004).

DMA index byl počítán jako procentuální podobnost mezi skutečným a modelovým společenstvem, tj. společenstvem, která by hypoteticky vzniklo na stanovištích bez antropogenních vlivů. Nejhojnější taxony v referenčních místech vykazovaly mírné odchylky. Tyto taxony byly rozděleny mezi čtyři kategorie označeny v následující tabulce (Tab. XX) jako kat. (Passy & Bode, 2004).

Tab. XX: Jednotlivé kategorie nejhojnějších druhů s % zastoupením (Passy & Bode, 2004).

kat.	Druh	% z celkového počtu druhů
1	<i>Achnanthes minutissima</i> + <i>A. linearis</i> , + <i>Meridion</i> spp. + <i>Hannaea</i> spp.*	65 %
2	<i>Cymbella</i> spp. + <i>Reimeria</i> spp.	15 %
3	<i>Fragilaria</i> spp. + <i>Synedra</i> spp.	15 %
4	<i>Navicula</i> spp. + <i>Gomphonema</i> spp. + <i>Gomphoneis</i> spp.	5 %

*tento druh se ve státě New York nevyskytuje, ale do této skupiny spadá

Míra podobnosti s modelovým společenstvem je měřena použitím procenta podobnosti (Passy & Bode, 2004):

$$\textit{procento podobnosti} = \sum_{i=1}^4 \min(m, r)$$

m..... procento jedinců taxonomické kategorie i v modelovém společenstvu

r procento stejných taxonů v reálném společenstvu

3.2.24. DDI index (Álvarez-Blanco et al., 2013)

Regionální index vytvořen pro monitoring kvality vody povodí řeky Duero v severozápadním Španělsku. Index je založen na celkem šesti dílčích indexech, které indikují různé ekologické faktory prostředí jako: pH, konduktivitu, BSK₅, dusičnany a další. Celkem bylo odebráno 355 vzorků od června do srpna 2008 a 2009 z celého povodí řeky. Vzorky z roku 2008 byly použity na vytvoření indexu a vzorky z roku 2009 na otestování indexu. Dohromady bylo determinováno 305 druhů. Výsledkem statistické analýzy je následující vztah pro výpočet indexu (Álvarez-Blanco et al., 2013).

$$DDI = \frac{DDI_{PH} + DDI_{kond} + DDI_{BOD_5} + DDI_{NH_3} + (3 \cdot DDI_{NO_3^-}) + (3 \cdot DDI_{PO_4^{3-}})}{10}$$

Dílčí indexy jsou počítány na základě vzorce Zelinky & Marvana (1961). Trojnásobná hodnota dílčího indexu fosforečnanů a dusičnanů je dána díky jejich důležitosti v rámci kvality vody. Hodnota indexu se pohybuje v rozsahu 1 až 10, jednotlivé stupně kvality vody v závislosti na rozmezí indexu viz Tab. XXI (Álvarez-Blanco et al., 2013).

Tab. XXI: Stupně kvality vody v závislosti na hodnotě indexu DDI (Álvarez-Blanco et al., 2013).

kvalita vody	DDI index
vysoká	10,00
dobrá	8,50- 9,99
přijatelná	7,50- 8,49
slabá	6,00- 7,49
špatná	1-6

Index vykazující lepší vztah k chemickým faktorům vody, než IPS index (Álvarez-Blanco et al., 2013).

3.2.25. IDEC index (Lavoie et al., 2013)

Index sjednocující účinky stresových faktorů vyskytujících se v tekoucích vodách v souvislosti s eutrofizací spojenou se zemědělstvím a urbanizací. Zvláštností je fakt, že tento index je nezávislý na chemicko-fyzikálních faktorech prostředí, poloha na gradientu znečištění jednotlivých lokalit je striktně určena strukturou rozsivkového společenstva. Hodnota indexu se pohybuje od 0 do 100 a udává vzdálenost každé rozsivkové komunity od její referenční společenstva. Vysoká hodnota vypovídá o méně ovlivněném místě, naproti tomu nízká hodnota představuje více ovlivněné místo (Lavoie et al., 2013).





Index byl vytvořen již v roce 2006, následně byly vyvinuty dvě inovativní verze rozšiřující geografickou oblast. Využíván je hlavně v Kanadě v Quebecu k hodnocení biologického stavu vod (Lavoie et al., 2013).

Vzorky byly standardním způsobem odebrány a zpracovány. Byly vytvořeny trvalé preparáty, ty byly následně pozorovány pod světelným mikroskopem a v každém vzorku bylo napočítáno 400 valv. Bylo celkem determinováno více než 500 taxonů, a proto byla celá databáze zjednodušena. Taxon je do této databáze zahrnut, pokud je přítomen v relativním množství větším nebo rovno dvěma procentům v jednom vzorku. Avšak autoři poukazují na možnou roli takto vyloučených taxonů, a z tohoto důvodu je seskupili do rodů (Lavoie et al., 2013).

Vzorky byly podrobeny CA analýze, která je velmi podobná CCA analýze, ale je prováděna pouze na základě biologických dat. Korelace CA a CCA analýzy je velmi dobrá. IDEC index je koncipován pro použití ve velmi velké oblasti, proto bylo nutné zhodnotit počet odlišných přírodních prostředí. Díky analýze CA bylo rozeznáno mnoho „biotopů“ což jsou skupiny vzorků s podobnými rozsivkovými sestavami (Lavoie et al., 2013).

Hodnoty indexu byly rozděleny do 4 tříd (Lavoie et al., 2013) uvedených v následující tabulce XXIII.

Tab. XXIII: Hodnoty indexu IDEC s charakteristikou biologického stavu vody.

biologický stav	písmeno	hodnota IDEC	barva
referenční stav	A	70- 100	
mírné znečištění	B	50- 70	
znečištění	C	20- 50	
vysoké znečištění	D	0- 20	

Vzorec pro výpočet indexu vychází z CA analýzy (Lavoie et al., 2013):

$$x_i^* = \lambda^{\alpha-1} \frac{\sum_k w_k^* y_{ik} u_k}{\sum_k w_k^* y_{ik}}$$

x_i^* hodnota vzorku na první ose CA
 λ původní hodnota první osy
 α odkazuje na typ měřítka
 w_k^* váhy druhů
 u_k hodnota druhu na první ose CA
 y_{ik} hojnosti druhů

Nutné při modelování IDEC indexu bylo identifikovat referenční soustavy. Celkem bylo využito 648 rozsivkových sestav s výsledkem 23 „biotopů“. Následně byla provedena CA analýza souběžně s CCA analýzou a byly vyřazeny „biotopy“, které neuvádějí referenční podmínky. Po několika opakování zůstaly pouze „biotopy“ nejméně narušené (referenční). Z CA analýzy následně vplynuly 3 podindexy a to IDEC natural, IDEX alkaline a IDEC mineralized, každý obsahující 4 odlišné „biotopy“ (Lavoie et al., 2013).

4. METODIKA

4.1. Zkoumaná oblast

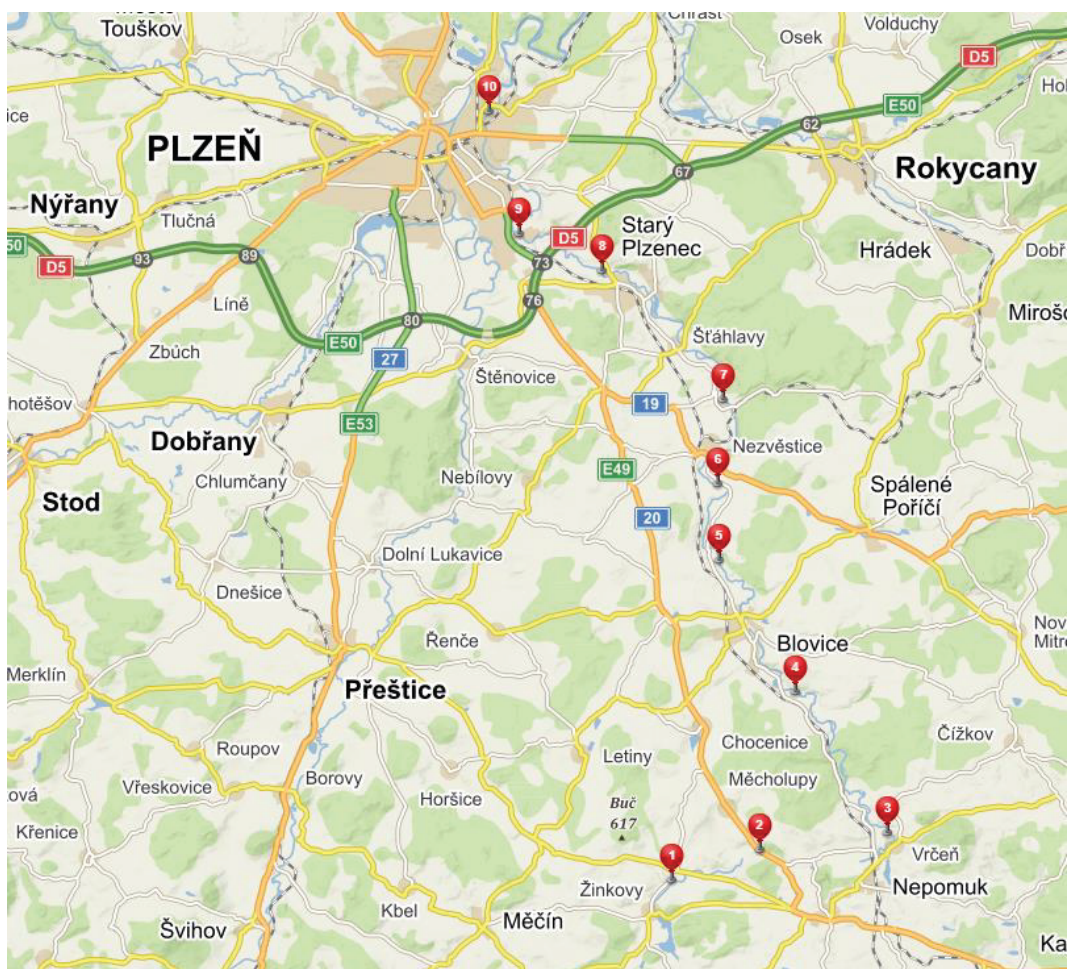
Řeka Úslava je jedna ze 4 hlavních řek protékajících Plzeňským krajem. Tato řeka je se svojí délkou 94 km a povodím s plochou 757 km² nejmenší, avšak její sklon je nejvyšší z plzeňských řek, a proto je zde velmi silně proudící tok. Toho bylo v minulosti často využíváno pro vodní mlýny a hamry, kterých bylo podél řeky velké množství (Hajšman, 2011).

Čistota vody v této řece je velmi ovlivněna krajinou, kterou protéká (Hajšman, 2011). Jedná se totiž vysoce hospodářsky využívanou oblast s velkým osídlením a velkým množstvím rybníků (Duras, 2002). Úslava spadá do III. třídy kvality vody (znečištěná voda) hlavně v letním období při nižším průtoku vody v řece (Hajšman, 2011). Duras (2002) uvádí zařazení Úslavy do třídy III, i když některé ukazatele spojené s intenzivním rozvojem řas odpovídají třídě IV až V. Hajšman (2011) uvádí velké využívání řeky vodáky i přes skutečnost že jde o nejmenší řeku v Plzeňském kraji.

Problémem při odběrech z jakéhokoliv toku je nehomogenita prostředí. Kamenitý úsek má jiné podmínky pro růst řas a sinic než bahnitý nebo úsek s písčným dnem, kameny nejsou z hlediska výskytu řas a sinic uniformní prostředí, rozhoduje i jejich uložení v toku a podobně. Pokud však použijeme jako odběrové místo korunu jezu, která je v principu konstruována vždy podobně, tento problém nám odpadá. Na celém toku Úslavy se nachází 32 jezů (viz Tab. XXIV.). Všechny byly na počátku studie navštíveny, byly z nich odebrány a vyhodnoceny vzorky a následně bylo vybráno 10 nejvhodnějších jezů pro další sledování (viz Tab. XXIV zeleně). Mapa s umístěním jednotlivých odběrových míst je zobrazena na následujícím obrázku (viz Obr. 2). Hlavním hlediskem výběru byla uniformita konstrukce, vzájemná vzdálenost na říčním toku, dále byly vyřazeny jezy poškozené, špatně přístupné a podobně.

4.2. Odběr vzorků

Samotné odběry na uvedených jezích řeky byly prováděny třikrát. Na podzim roku 2015 byly odebrány vzorky ze všech jezů nacházejících se na celém toku. Dále byl odebrán vzorek z pramene řeky. Při jarních a letních odběrech bylo již používáno jen deset (zmiňovaných v kapitole 4. 1.). Všechny odběry byly prováděny oškrabáním perifytonu z povrchu jezu zubním kartáčkem a následně byl materiál vložen do 50 ml uzavíratelných lahvíček. Zubní kartáček byl mezi jednotlivými jezí promýván, aby nedošlo ke kontaminaci dalších vzorků. Všechny jezí řeky Úslavy jsou uvedeny v následující tabulce (viz Tab. XXIV).



Obr. 2: Umístění jednotlivých jezů na mapě: 1 – Kokořov, 2 – Prádlo, 3 – Vrčeň, 4 – Smederov, 5 – Zdemyslice, 6 – Žákava, 7 – Štáhlavice, 8 – Starý Plzenec, 9 – Plzeň Koterov, 10 – Plzeň (https://mapy.cz).

Tab. XXIV: Přehledová tabulka jezů Úslavy s jejich vlastnostmi, trvale odebírané jezy jsou vyznačeny zeleně. PV- Povodí Vltavy; S- soukromé vlastnictví

vzorek	název dle PV	okres	km dle PV	vlastník	poznámka	km dle Mapy.cz
1	Rybník Labuť	PJ	67,395	S	Žinkovy	65,7
2	Kokořov	PJ	65,539	PV	Žinkovy- Kokořov	63,9
3	Prádlo	PJ	61,914	S	Prádlo- les	60,5
4	Prádlo II	PJ	60,737	S	Prádlo- ohradník	59,1
5	Rybník Klášter	PJ	57,9	S	Klášter- rybník	56,9
C	Klášter	PJ	57,5	PV	Klášter- jez	56,3
6	stupeň	PJ	53,62	PV	Vrčeň- obec, balvany	52,3
7	Vrčeň	PJ	52,709	S	Vrčeň- mlýn	51,6
8	Srby	PJ	47,582	PV	Srby- chaty	46,7
9	Smederov	PJ	42,234	PV	Ždírec- Smederov velký jez	41,7
10	Ždírec	PJ	41,72	PV	Ždírec- Smederov menší u sádek	40,9
11	Vlčice	PJ	39,863	PV	Blovice- Vlčice	38,9
12	Blovice	PJ	37,666	S	Blovice- u pekárny	36,9
13	Blovice	PJ	36,644	PV	Blovice- u starého hřiště	35,9
14	Kamensko	PJ	34,103	S	Blovice- Kamensko	33,5
15	Zdemyslice	PJ	33,274	S	Zdemyslice- u mlýna	32,6
16	Žákava	PJ	28,663	S	Žákava	28,2
17	Šťáhlavice	PM	23,57	PV	Šťáhlavy- Šťáhlavice	23,3
18	Šťáhlavy 21,03	PM	21,101	PV	Šťáhlavy- dále od příjezdu	21,2
19	Šťáhlavy 20,69	PM	20,9	PV	Šťáhlavy blíže příjezdu	20,9
20	Sedlec	PM	18,401	PV	Starý Plzenec dlouhý chodník	18
21	Starý Plzenec	PM	15,71	PV	Starý Plzenec- velký	15,2
22	Starý Plzenec II	PM	14,171	S	Starý Plzenec- velký točitý	14
B	Koterov	PM	9,6	S	Plzeň- Koterov	9,5
24	Božkov	PM	5,3	S	Plzeň- Božkov-park	5,3
26A	Lobzy II	PM	3,92	PV	Plzeň- Lobzy- střelnice	3,9
26B	Lobzy I	PM	3,45	PV	Plzeň- Lobzy- u mostu	3,3
28	U Stadionu	PM	0,95	PV	Plzeň- u hřiště Doubravka	1,3
23		PM			Plzeň- Koterov	8,9
25		PM			Plzeň- Božkov	4,8
27		PM			Plzeň	2
A		PM			Plzeň- Na Lopatárně	1

4.3. Zpracování vzorků

Jednotlivé vzorky byly uchovávány v chladu z důvodu zmírnění odumírání organického materiálu. Následně byly vzorky mikroskopovány pomocí světelného mikroskopu Olympus BX51 (Olympus, Japonsko), pomocí kterého bylo předběžně zjištěno zastoupení jednotlivých rodů ve vzorcích či přítomnost jiných řas a sledovány byly také rozsivkové kolonie či rozsivky rostoucí epifyticky na ostatních řasách.

Po předběžném mikroskopování nativních preparátů bylo ze vzorků potřeba vytvořit trvalé preparáty, jelikož celá taxonomie rozsivek se zakládá na morfologických znacích jejich křemičitých schránek (frustul). V nativních preparátech nelze tyto znaky vidět z důvodu přítomnosti protoplastu, a proto je potřeba jej odstranit. Vyčištění frustul od protoplastů probíhá dle Hasle & Fryxell (1970) různými způsoby dle typu použitého mikroskopu na následné prohlížení rozsivek ve vzorku. Pro potřebu této práce byla použita upravená metoda podle Van der Werff (1955). Z jednotlivých vzorků bylo odebráno vždy 10 ml do 50 ml plastové zkumavky. K těmto vzorkům bylo přilito 20 ml 30 % peroxidu vodíku. Z bezpečnostních důvodů byl vynechán krok přidání krystalů dichromanu draselného či manganistanu draselného. Přidáním těchto látek by se docílilo vyšší rychlosti oxidační reakce, avšak tento krok nebyl potřeba z důvodu dostačující reakce s peroxidem vodíku v jednotlivých vzorcích.

Vzorky s peroxidem byly ponechány při pokojové teplotě cca tři týdny pro důkladné vyčištění frustul rozsivek od organického materiálu. Následně byl celý obsah 50 ml lahvíček převeden do 15 ml zkumavek. Tyto zkumavky byly centrifugovány za použití centrifugy Eppendorf 5804 (Eppendorf AG, Hamburg, Německo) při 1300 otáčkách 5 minut. Po centrifugaci byl slit supernatant a ponechán pelet, zkumavky byly doplněny destilovanou vodou a promíchány. Takovýto postup byl opakován až šestkrát pro dokonalé vymytí peroxidu ze vzorků. Promytý rozsivkový pelet byl rozmíchán v malém množství vody, poté byl vzorek pomocí Pasteurovy pipety odebrán. Na předem připravená krycí sklíčka, bylo kápnuto několik kapek vzorku, který byl nadále ještě zředěn destilovanou vodou. Zředění je velmi důležitým krokem, jelikož ve velmi koncentrovaném preparátu by byla determinace jednotlivých druhů nesnadná. Krycí sklíčka s připravenými preparáty byla ponechána bez manipulace do dokonalého vysušení. Dalším krokem bylo nanesení několika kapek syntetické pryskyřice

Naphrax (Brunel Microscopes, Velká Británie) na podložní sklíčka a přiložení jednotlivých krycích sklíček. Takto připravené preparáty byly vloženy na horkou plotnu (typ HT 02, Harry Gestingkeit GmbH, Düsseldorf, Německo), aby se Naphrax rozlil po celé ploše sklíčka a vytěkalo rozpouštědlo. Takto zafixované preparáty mají díky Naphraxu vysoký index lomu (Fleming, 1954), kterého se využívá hlavně z důvodu viditelnosti jemnějších struktur na rozsivkových frustulách.

4.4. Příprava rozsivkových preparátů na SEM

Vzorky s velkým zastoupením rozsivkových frustul byly připraveny na prohlížení pomocí SEM (skenovací elektronový mikroskop). Jednotlivé vzorky byly vysušeny na kulatých sklíčkách a ty byly následně přichycena za pomoci tekutého stříbra na hliníkový terčík. Takto připravený terčík byl vložen do vakuové napařovačky, kde byl pozlacen. Za použití skenovacího elektronového mikroskopu JEOL JSM-7401F byly jednotlivé vzorky prohlíženy v Laboratoři elektronové mikroskopie BC AV ČR. Obrazová dokumentace rozsivkových frustul je přílohou této práce (kap. 9. 1.- Tabule XIII).

4.5. Zpracování indexů

Jednotlivé zafixované preparáty byly mikroskopovány za pomoci světelného mikroskopu Olympus BX51 za použití Nomarského diferenciačního kontrastu a zvětšení 10*100. V preparátech bylo počítáno celkově 400 valv, jednotlivé druhy byly zapisovány do záznamového archu a celkový počet byl hlídán ručním počítadlem. Počítání rozsivkových valv bylo prováděno dle podrobného postupu popsáního v práci Rumeau & Coste (1988). Po napočítání 400 valv byl preparát dále mikroskopován, aby nebyly vynechány další druhy, které nebyly započítány. Dle Rumeau & Coste (1988) se jedná hlavně o větší druhy, které mají často důležitou ekologickou roli. Takto byly zmikroskopovány všechny vzorky a následně byla vytvořena tabulka se seznamem druhů a jejich přítomnost v jednotlivých preparátech.

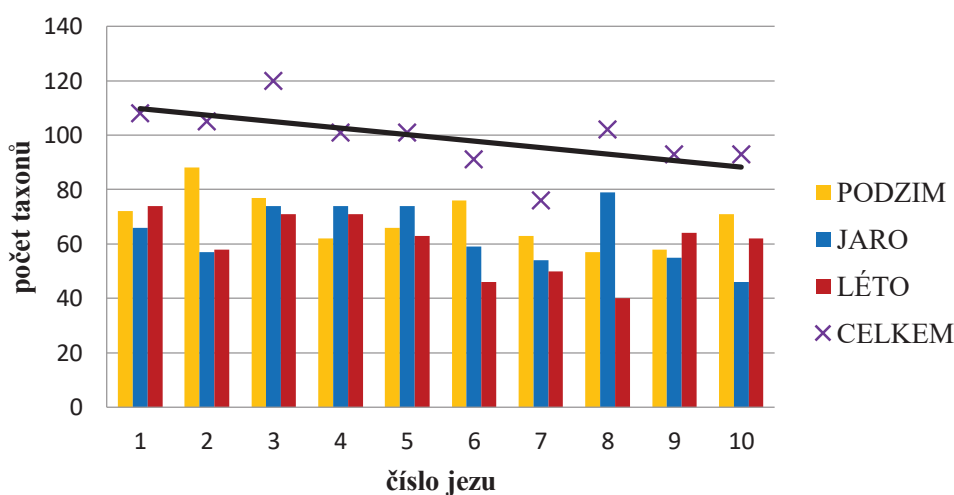
K jednotlivým druhům byly dle Coste et al. (2009) přiřazeny jejich kódy skládající se ze čtyř písmen. Následně byly dle záznamových archů přepsány jednotlivé druhy pod kódem do programu OMNIDIA (Lecoite et al., 1993) verze 5.1 (2008) a byla k nim započtena jejich abundance v preparátech.

5. VÝSLEDKY

5.1. Celková diverzita

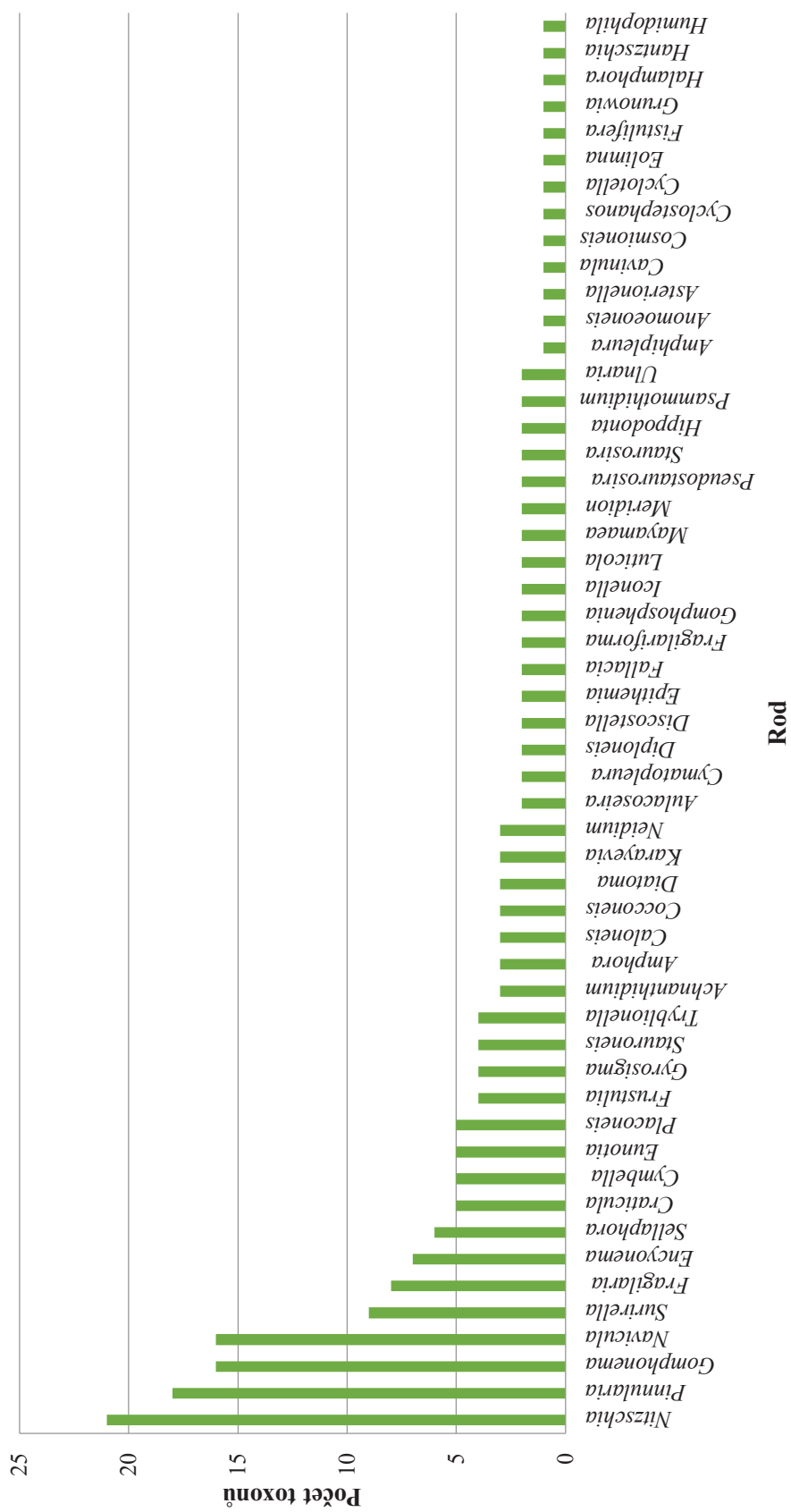
Celkem bylo ve vzorcích nalezeno 216 taxonů rozsivek v celkem 64 rodech. Nejhojněji zastoupenými rody byly *Nitzschia* (21 taxonů), *Gomphonema* (18 taxonů), *Navicula* (16 taxonů), *Pinnularia* (15 taxonů), *Surirella* (9 taxonů), *Fragilaria* (8 taxonů) a *Encyonema* (7 taxonů). Detailní graf zobrazující všechny rody a počet taxonů v těchto rodech je zobrazen na obrázku číslo 4. Celkový počet taxonů na jednotlivých lokalitách je na následujícím obrázku (obr. 3).

Z jednotlivých lokalit byl nejbohatší jez v obci Vrčeň (označený číslem 3) nacházející se u Barochova mlýna v lukách. Zde bylo nalezeno celkem 120 taxonů, nejvíce jich bylo nalezeno v podzimním vzorku a to 73. Naopak za nejchudší jez můžeme označit jez nacházející se v obci Šťáhlavice (označený číslem 7). Zde bylo nalezeno 76 taxonů. Ve vzorcích z tohoto jezu bylo nejméně taxonů nalezeno v letním vzorku a to 50. Graf celkového počtu taxonů v jednotlivých vzorcích je znázorněn na Obr. 3.



Obr. 3: Graf abundance taxonů ve vzorcích na jednotlivých lokalitách.

Na grafu na obrázku 3 je vidět, že trend průměru druhů vyskytujících se ve vzorcích z jednotlivých jezů je klesající (u vzorků z jednotlivých období jsou všechny trendy také klesající).



Obr. 4: Sloupcový graf zobrazující počet taxonů v jednotlivých rodech.

5.2. Jednotlivá odběrová místa

Informace o ekologii druhů jsou čerpány z Lange- Bertalot (2017).

Jez 1 – Kokořov

Na tomto jezu bylo celkem nalezeno 108 taxonů rozsivek. Největší diverzita na tomto jezu byla při letních odběrech a to 74 taxonů, naproti tomu nejmenší se objevila v jarním vzorku (66 taxonů). Velmi hojně byly vždy zastoupeny planktonní druhy *Stephanodiscus hantzschii*, *Aulacoseira granulata* a *Cyclostephanos dubius*, které na jaře tvořily dominanty. V letním a podzimním odběru dominovala *Nitzschia palea*. Dalším hojně zastoupeným druhem byla *Nitzschia fonticola*. V letním vzorku se objevila s velkou četností také *Luticola goeppertiana*. Za zmínku zde stojí nálezy druhu *Nitzschia brevissima* v podzimním odběru, tento druh je častý v brakických vodách ústí řek a méně často se vyskytuje v čistých sladkých vodách za podmínek kolísání osmotického tlaku. V jarním vzorku se objevil druh *Pinnularia subrupestris*, která se nachází v antropogenně málo narušených oblastech, jde hlavně o oligotrofní a dystrofní tekoucí vody. Byl zaznamenán výskyt oligotrofního druhu *Eunotia cf. curtagrunowii*.

Jez 2 – Prádlo II

Celkem bylo na tomto jezu determinováno celkem 105 taxonů. Největší počet taxonů byl v podzimním vzorku, kde se jednalo o číslo 88, na rozdíl od jarního vzorku, kde se jich vyskytlo nejméně (57 taxonů). V podzimním vzorku byl dominantním druhem *Aulacoseira granulata* následovaný velmi hojnými druhy dalších centrických rozsivek *Cyclostephanos dubius* a *Stephanodiscus hantzschii*. Největší dominanci měli v jarním vzorku druhy *Aulacoseira granulata* a *Cyclostephanos dubius*. V letním vzorku se staly dominantou centrické planktonní druhy *Melosira varians* a *Aulacoseira granulata*. Ze zajímavých druhů stojí za uvedení *Pinnularia gibba* nalezená v letním vzorku, která se nachází zejména v kyselých potocích, *Placoneis pseudoanglica* nacházející se zejména ve fytoplanktonu a méně často v řekách, byl objeven v podzimním vzorku spolu s druhem *Sellaphora americana*, který je taktéž planktonní avšak poměrně vzácný a převážně se vyskytuje izolovaně ve stojatých vodách.

Jez 3 – Vrčeň

Jez se 120 determinovanými taxony. Počet taxonů byl nejvyšší v podzimním vzorku a to 77 a nejnižší se vyskytl u letního vzorku (71 taxonů). Dominantními druhy v odběru byly planktonní *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, *Stephanodiscus hantzschii*. V jarním vzorku byla nejvíce zastoupena rozsivka *Nitzschia fonticola*, kterou následoval abundancí *Stephanodiscus hantzschii*. *Aulacoseira granulata* byla dominantním druhem v letním odběru spolu s druhem *Luticola goeppertiana* a *Cocconeis placentula*. Velmi zajímavým druhem v jarním vzorku byla *Craticula citrus*, kterou Marvan et al. (2003) uvádí jako vzácný druh pro Českou republiku s možností začátku expanzivní vlny tohoto druhu. V odběrech se nacházely také oligotrofní druhy jako *Eunotia implica*, *Frustulia erifuga*, *Frustulia saxonica* nebo *Neidium affine*.

Jez 4 – Ždírec

Na tomto jezu bylo celkem determinováno 101 taxonů rozsivek. V jarním odběru jich bylo nejvíce a to 74, nejméně se těchto taxonů objevilo v letním vzorku (62). Výrazné zastoupení v podzimním vzorku měl druh *Navicula dissipata* spolu s druhem *Nitzschia palea*. *Nitzschia dissipata* byla dominantou i v jarním vzorku, s velkou hojností se zde vyskytoval druh *Navicula lanceolata*. Velmi zajímavý je letní vzorek, kde převládá nárostový druh *Cocconeis placentula* následovaný planktonním druhem *Aulacoseira granulata*. V jarním vzorku byl nalezen krásný, ale běžný druh *Grunowia tabellaria*. Dále zde byly přítomni zástupci oligotrofních slabě kyselých vod, jako jsou druhy *Fragilarioforma virescens* a *Gomphonema cf. exilissimum*.

Jez. 5 – Zdemyslice

Jako v předchozím případě se i ve vzorcích z tohoto jezu objevilo celkem 101 taxonů rozsivek. Největší diverzita byla zaznamenána v jarních odběrech s počtem 74 taxonů, nejmenší diverzita se vyskytla v podzimním vzorku (63 taxonů). *Nitzschia palea* byla dominantním druhem v podzimním odběru, dalším druhem byla *Aulacoseira granulata*. Jarním nejvíce zastoupenými druhy byly *Nitzschia dissipata*, *Stephanodiscus hantzschii* a *Navicula lanceolata*. V letním odběru dominovala centrická rozsivka *Melosira varians*, další hojně zastoupené druhy byly *Nitzschia palea* a *Stephanodiscus hantzschii*. Ve vzorcích z tohoto jezu byl nalezen velmi

vzácný druh *Nitzschia umbonata*, který se vyskytuje obvykle soliterně v eutrofních až polytrofních vodách.

Jez 6 – Žákava

Celkem se ve vzorku z tohoto jezu nacházelo 91 taxonů. Nejpočetnějším byl vzorek z podzimního odběru se 76 taxony. Nejméně taxonů bylo nalezeno v letním vzorku a to 46. V podzimním vzorku převládaly druhy *Malosira varians*, *Aulacoseira granulata* a *Diatoma vulgare*. Na jaře naopak dominovaly druhy jako *Nitzschia fonticola*, *Stephanodiscus hantzschii* a *Navicula dissipata*. Letní vzorek ovládly druhy *Navicula palea*, *Aulacoseira granulata* a *Navicula capitatoradiata*. V podzimním vzorku se objevila rozsivka *Epithemia turgida* var. *granulata* která je považována za vzácnější v tekoucích vodách střední až vysoké trofie.

Jez 7 – Šťáhlavice

Vzorky z tohoto jezu obsahovaly celkem 76 taxonů rozsivek. Nejvyšší diverzita se nacházela v podzimním vzorku s celkovým počtem 63 taxonů. Nejnižší diverzita byla sledována u letního vzorku (50 taxonů). V podzimním vzorku se jako dominanta vyskytla *Nitzschia dissipata*, velmi hojně zastoupeným druhem byla *Nitzschia fonticola*. V jarním odběru dominoval druh *Stephanodiscus hantzschii*, dále se zde vyskytovali s velkou hojností *Nitzschia dissipata* a *Nitzschia fonticola*. V letním vzorku s velkou převahou dominovala *Nitzschia palea*.

Jez 8 – Starý Plzenec

Jez s celkovým počtem 102 druhů. Nejvyšší diverzita rozsivkových taxonů se vyskytovala v jarním vzorku a to 79. Pouze 40 taxonů se nacházelo v letním vzorku. V podzimním vzorku z tohoto jezu zcela dominoval druh planktonní rozsivka *Melosira varians*. Dalším hojně zastoupeným druhem byla opět planktonní rozsivka druhu *Aulacoseira granulata* následovanou druhem *Nitzschia fonticola*. V jarním odběru dominovala *Nitzschia fonticola* a dále druh *Nitzschia dissipata* a planktonní *Stephanodiscus hantzschii*. V letním vzorku tvořila dominantu *Nitzschia palea*, velkou abundanci zde měl také druh *Luticola goeppertiana*. Velmi zajímavý byl nálezný opravdu velké rozsivky druhu *Iconella biseriata*. Dále se zde nacházel oligotrofní druh *Encyonema caespitosum*.

Jez 9 – Koterov

Ve všech vzorcích z tohoto jezu se vyskytovalo 93 taxonů rozsivek. Nejvíce a to 64 taxonů se nacházelo v letním vzorku. Jarní vzorek obsahoval taxonů 55. V podzimním odběru dominoval druh *Diatoma vulgaris* následovaný druhy *Nitzschia fonticola* a *Aulacoseira granulata*. Jarní dominantou byl druh *Stephanodiscus hantzschii*, který byl následován druhem *Navicula lanceolata*. V letním vzorku dominovaly planktonní druhy rozsivek *Aulacoseira granulata*, *Stephanodiscus hantzschii* a *Cyclostephanos dubius*. V jarním vzorku z tohoto jezu byl nalezen druh *Diploneis parma*, který dominuje v kyselém prostředí.

Jez 10 – Plzeň (U stadionu)

Poslední odebíraný jez měl celkový počet 93 druhů. Nevyšší diverzita byla v podzimním vzorku a to 71 taxonů. Letní vzorek obsahoval 46 z 93 taxonů. V podzimním vzorku převažoval druh *Nitzschia fonticola* následovaný druhem *Aulacoseira granulata*. Na jaře byla velkou dominantou *Rhoicosphenia abbreviata* následovaná druhy *Stephanodiscus hantzschii* a *Navicula lanceolata*. Hlavním druhem vyskytujícím se v letním vzorku byl *Cocconeis placentula* následovaný planktonními druhy *Aulacoseira granulata* a *Stephanodiscus hantzschii*. Opět zde byl zaznamenán výskyt oligotrofního druhu *Eunotia* cf. *curtagrunowii*. Dalším zajímavým nálezem je druh *Anomoeoneis sphaerophora*, který se dle literatury vyskytuje v brakických a slaných vodách a vodách z bažin. Vzácně se této druh vyskytuje v malém počtu ve sladkých vodách.

5.3. Indexy

Za použití programu Omnidia bylo z těchto získaných dat vypočteno 17 indexů (%PTV není bráno jako plnohodnotný index) pro každý jednotlivý vzorek (viz Tab. XXV). Dané indexy mají různé rozmezí hodnot, program Omnidia přepočítává indexy na dvacetistupňovou škálu, avšak tento přepočet není u většiny indexů uveden. Proto pro potřeby této práce byly hodnoty jednotlivých indexů upraveny vždy do 5 škálové stupnice. Pro indexy, které měli pouze stanovenou stupnici „od-do“ (DAI_{po}), byla pětiškálová stupnice uměle vytvořena. Každý stupeň byl pro rychlejší orientaci následně označen barvou podle častého vzoru např. BDI- velmi špatná kvalita vody červenou, oranžová pro špatnou, žlutá pro střední, zelená pro dobrou a modrá barva zastupuje stupeň s výbornou kvalitou vody (viz Tab. XXV).

IPS (PSI) index

Výsledky tohoto indexu jsou značně rozdílné. V podzimních odběrech můžeme sledovat velmi špatnou kvalitu u vzorku z jezu číslo 1 (hodnota- 1,52), špatná kvalita se vyskytuje u čtyř odběrů stejně jako střední hodnota kvality vody. Nejlepší kvalita se objevuje u vzorku z čísla 7 a to 3,76. V jarních odběrech je viditelné zlepšení kvality, kde se vyskytuje dobrá kvalita vody hned na čtyřech odběrových místech (nejvyšší hodnota- 3,81 byla pozorována na jezu číslo 4), pět míst je označeno střední kvalitou vody a pouze jedno odběrové místo (vzorek z jezu 1) je označen špatnou kvalitou vody. V letních odběrech nalezneme velmi špatnou kvalitu vody hned u tří odběrových míst, poté se zde vyskytují dvě místa se střední kvalitou vody a pět míst s horší kvalitou vody.

BDI index

V jarních odběrech dominuje střední hodnota kvality vody. Tři odběrová místa byla vyhodnocena s dobrou kvalitou vody s nejvyšší hodnotou 4,69 vyskytující se u vzorku z jezu číslo 7. Nejhorší kvalita vody v těchto odběrech byla sledována opět u vzorku z jezu číslo 1. V jarních odběrech opět dominuje střední kvalita vody. Vyskytují se zde dvě odběrová místa s dobrou kvalitou vody, a to vzorek z jezu číslo 4 a 5. Letní odběry na všech odběrových místech charakterizuje střední kvalita vody.

APDI (IDAP) index

Index nabývající většinou hodnot označující velmi špatnou kvalitu vody s nejvyšší hodnotou 3,82 (podzimní odběr z jezu číslo 4). Jsou zde výjimky v podobě osmi odběrových míst, kde je dle indexu pouze špatná kvalita vody. V podzimních odběrech se jedná o jezy 1 a 3, v jarních o jezy 1 (nejnižší hodnota 2,42) a 9, v letních odběrech se takovéto jezy nacházejí 4 a to jez 1, 3, 8 a 9.

TDI index

V polovině případů index vykazuje velmi špatnou kvalitu vody a zbylá polovina svědčí o špatné kvalitě vody. Nejvyšší hodnota (velmi špatná kvalita vody) byla sledována u podzimního odběru z jezu číslo 5. V jarním odběru z jezu 1 byla nalezena nejnižší hodnota a to 66,50 (špatná kvalita vody).

TID index

Tento index po upravení stupnice stanovuje až na jeden odběr eutrofní stupeň trofie (oranžová barva). Nejnižší hodnota se nacházela v jarním odběru z jezu 2 a to 2,82 (žlutá barva) označující stupeň mezotrofie. Nejvyšší hodnota byla sledována u letního odběru z jezu 8 (3,31).

PDI index

Většina odběrů spadá do III. třídy kvality vody (špatná) s hodnotou indexu mezi čísly 2 a 3. Je zde výjimka u podzimního odběru na jezu 1, který dle tohoto indexu spadá do třídy kvality vody IV (velmi špatná) s hodnotou větší jak 3. Objevuje se zde celkově 11 vzorků spadající do kategorie II. (přijatelná kvalita vody) s hodnotou mezi čísly 1,5 a 2, nejlepší z těchto 11 odběrů byl s hodnotou indexu 1,77 podzimní odběr z jezu číslo 9.

SLA index

Všechny výsledné hodnoty tohoto indexu se pohybují v β -mezosaprobite (rozmezí 1,55-2,54). Nejvyšší hodnota 2,43 se vyskytla v letním odběru z jezu číslo 7. Nejnižší hodnota 1,76 byla pozorována u letního vzorku z jezu číslo 4.

EPI-D index

U výsledků tohoto indexu můžeme konstatovat, že polovina odběrů se pohybuje ve střední kvalitě vody (rozmezí 1,75-2,34) a polovina ve špatné (2,35- 3,04). Větší zastoupení špatné kvality vody je v jarních a letních odběrech. Nejvyšší hodnota (špatná kvalita vody) 2,57 se vyskytovala u dvou jarních odběrů odběru jezů číslo 7 a 9.

ILM (LM) index

V podzimních a letních odběrech spadala polovina výsledných hodnot tohoto indexu do silné úrovně znečištění (rozmezí 2,3- 2,9) a polovina do střední úrovně znečištění (3,0- 3,5). Uniformní byly jarní odběry, kde se dle hodnoty nacházela střední úroveň znečištění po celém toku. Nejvyšší hodnota byla sledována u podzimního vzorku z jezu číslo 7, která vystoupala na 3,5. Nejnižší, a tudíž nejhorší kvalita vody byla pozorována v podzimním vzorku z jezu číslo 1.

CEC (CEE) index

V podzimních a jarních odběrech dominuje střední znečištění vody. Podzimní vzorek z jezu číslo 1 vykazuje velmi silně znečištěnou vodu a vzorek z jezu číslo 5 poukazuje na silně znečištěnou vodu. Jarní odběr z jezu číslo 4 poukazuje dle tohoto indexu na dobrou kvalitu vody. Letní odběry ukazují většinou na silně znečištěnou vodu.

GDI index

Většina hodnot se pohybuje ve středním stupni kvality vody. Špatná kvalita vody se vyskytuje v podzimních odběrech z jezů 1 (nejnižší hodnota 1,94) a 5, v jarním odběru z jezu číslo 2 a letních odběrech z jezů 6,7 a 8. Dobrá kvalita vody se objevila v podzimním odběru z jezu 6 (hodnota 3,46).

DI- CH index

Hodnoty indexu jsou velmi rozličné. V podzimních odběrech převažuje střední kvalita vody. Vyskytuje se zde také špatná kvalita vody na dvou jezech (1 a 5) a dobrá kvalita vody na jezu číslo 7. V jarních odběrech je polovina vzorků označena dobrou kvalitou vody a polovina střední kvalitou vody. V jarních vzorcích mírně převládá špatná kvalita vody nad střední kvalitou vody. Nejvyšší hodnota byla sledována v podzimním odběru z jezu číslo 1 (6,48) a nejnižší hodnota se vyskytuje v jarních odběrech u dvou jezů 4 a 10 (4,30).

SID index

Všechny hodnoty tohoto indexu vypovídají o mezosaprobním stupni (hodnota 1,85-3,04). Bližší rozdělení tohoto stupně poukazuje na více než polovinu vzorků ve stupni β -mezosaprobity až α -mezosaprobity (2,15- 2,54), deset vzorků vykazuje úroveň β - mezosaprobity (1,85- 2,14). Poslední čtyři vzorky se pohybují v rozmezí α -mezosaprobity (2,55- 3,04). Nejvyšší hodnota se objevila u podzimního vzorku číslo 1 a to 2,97 a naopak nejnižší se vyskytla u jarního odběru z jezu 4 (2,05).

DAI po (WAT)

V tomto případě se zde vyskytuje celkem 15 vzorků označených dobrou kvalitou vody (podzim 5, jaro 8, léto 2). Dále se zde vyskytují 2 vzorky se špatnou kvalitou vody (podzimní vzorek z jezu 1, letní vzorek ze stejného jezu). Ostatní jezy jsou označeny střední kvalitou vody. Nejvyšší hodnota indexu se vyskytovala u jarního vzorku z jezu číslo 10 (77,00). Nejnižší hodnota byla sledována u podzimního vzorku z jezu číslo 1 (29,88).

DESCY

U tohoto jako jediného indexu se vyskytují všechny stupně kvality vody po čas všech odběrů. V podzimních odběrech se vyskytuje velmi špatná kvalita vody (jez číslo 1) špatná kvalita vody (jezy 3 a 5) dále střední kvalita vody (jezy 2, 4, 6, 8 a 10) a dobrá kvalita vody (jezy 7 a 9). V jarních odběrech se vyskytuje celkem šestkrát dobrá kvalita vody, jednou střední kvalita vody (jez číslo 1) a třikrát velmi dobrá kvalita vody (4, 5, a 7). V letních odběrech mírně převažuje špatná kvalita vody nad střední kvalitou. Nejvyšší hodnota indexu se vyskytla v letním odběru z jezu číslo 4 (4,58) a nejnižší hodnotu měl podzimní odběr z jezu číslo 1 (1,64).

SHE index

Nelze vyhodnotit dle výsledků z programu Omnidia.

Tab. XXV: Výsledné hodnoty 17 indexů vypočtených programem Omnidia, modrá barva- velmi dobrá kvalita vody, zelená- dobrá kvalita, žlutá- střední, oranžová- špatná, červená- velmi špatná.

PODZIM 2015	IPS	BDI	APDI	TDI	LOBO	TID	PDI	EPI-D	ILM	SID	SLA	CEC	GDI	DI-CH	DAIpo	DESCY	SHE
1	1.52	3.44	2.57	85.80	3.35	3.18	3.04	2.56	2.48	2.97	2.40	1.50	1.94	6.48	29.88	1.64	3.01
2	2.80	4.19	3.01	74.10	2.75	3.00	2.23	2.21	3.00	2.31	2.09	4.70	2.75	5.19	57.50	3.45	4.66
3	2.97	4.10	2.91	83.30	2.82	3.12	2.30	2.43	2.81	2.35	2.22	4.50	3.14	5.24	49.50	2.57	4.88
4	3.32	4.58	3.82	92.50	2.57	2.89	2.07	2.20	3.28	2.28	1.93	5.40	3.05	4.87	65.50	3.67	4.15
5	2.40	3.85	3.06	92.60	2.90	3.05	2.65	2.55	2.75	2.55	2.27	3.40	2.52	5.58	45.50	2.65	3.66
6	3.50	4.47	3.29	83.50	3.01	3.04	1.86	2.14	2.88	2.21	1.99	5.50	3.46	4.81	61.88	3.99	5.11
7	3.76	4.69	3.57	90.00	2.31	2.94	1.78	2.23	3.50	2.11	1.87	6.20	3.20	4.48	73.75	4.03	4.72
8	3.58	4.41	3.46	77.00	3.52	3.00	2.00	2.00	2.83	2.28	1.86	5.10	3.32	5.08	52.00	3.10	5.05
9	3.58	4.66	3.28	84.90	2.58	3.21	1.77	1.91	3.19	2.15	1.95	6.10	3.12	4.75	73.50	4.05	4.99
10	2.64	3.79	3.06	63.00	2.45	3.20	1.81	2.08	3.34	2.20	1.79	5.80	2.85	5.29	75.00	3.75	4.97
JARO 2016	IPS	BDI	APDI	TDI	LOBO	TID	PDI	EPI-D	ILM	SID	SLA	CEC	GDI	DI-CH	DAIpo	DESCY	SHE
1	3.11	4.20	2.42	66.50	2.65	2.90	2.63	2.39	2.98	2.20	2.16	5.90	3.14	4.40	64.00	3.99	4.85
2	3.46	4.35	3.24	73.40	1.60	2.82	1.89	2.11	3.32	2.15	1.84	5.60	2.62	4.61	73.00	4.15	4.63
3	3.30	4.27	3.06	78.30	1.80	3.23	2.15	2.25	3.10	2.23	1.99	5.20	2.72	4.65	65.50	4.05	4.77
4	3.81	4.63	3.55	88.90	2.25	3.01	1.92	2.38	3.39	2.05	1.93	6.60	3.30	4.30	48.25	4.58	4.82
5	3.79	4.61	3.54	87.10	1.94	3.06	1.88	2.37	3.38	2.08	1.88	6.40	3.23	4.36	71.38	4.56	4.74
6	3.55	4.35	3.15	80.90	1.82	2.98	1.99	2.45	3.22	2.11	1.93	5.60	2.69	4.57	70.75	4.39	4.64
7	3.48	4.24	3.22	89.60	2.00	2.89	2.28	2.57	3.08	2.12	2.11	6.30	3.11	4.62	70.13	4.51	4.61
8	3.66	4.49	3.22	72.30	1.47	2.89	1.80	2.20	3.31	2.08	1.80	5.90	2.66	4.44	77.00	4.23	4.77
9	3.25	4.15	2.90	86.20	3.01	3.20	2.56	2.57	3.03	2.13	2.19	5.50	3.08	4.63	57.63	4.28	4.83
10	3.64	4.42	3.31	82.60	2.25	3.12	2.00	2.14	3.10	2.16	1.99	5.60	3.30	4.30	72.63	4.14	4.94
LÉTO 2016	IPS	BDI	APDI	TDI	LOBO	TID	PDI	EPI-D	ILM	SID	SLA	CEC	GDI	DI-CH	DAIpo	DESCY	SHE
1	2.27	3.75	2.71	81.30	2.29	3.20	2.39	2.44	2.71	2.78	2.22	2.60	2.81	5.61	43.88	2.05	4.60
2	2.73	4.10	3.18	77.70	3.30	3.06	2.28	2.11	2.77	2.50	2.06	4.40	2.93	5.57	49.50	2.58	4.52
3	2.74	3.81	2.77	76.40	1.86	3.27	2.17	2.40	2.82	2.52	2.15	3.80	3.34	5.29	48.25	2.42	5.16
4	3.29	4.46	3.58	70.00	2.40	2.97	2.12	1.97	3.43	2.07	1.76	5.30	3.18	5.12	67.38	3.92	4.79
5	2.42	3.96	3.14	78.50	3.54	3.12	2.50	2.43	2.60	2.54	2.18	4.30	2.74	5.66	48.50	2.80	4.09
6	2.05	3.88	3.03	75.30	3.32	3.28	2.57	2.46	2.63	2.72	2.28	2.50	2.33	6.10	42.12	2.49	3.43
7	2.69	3.97	3.34	80.20	2.80	3.16	2.45	2.31	2.98	2.49	2.16	4.00	2.60	5.83	53.25	3.04	3.49
8	2.25	3.96	2.81	85.70	3.23	3.31	2.84	2.56	2.85	2.56	2.43	3.50	2.40	6.20	39.12	2.24	3.34
9	2.70	3.82	2.71	76.80	2.06	2.98	2.30	2.41	2.96	2.28	2.11	5.10	3.22	4.96	55.63	3.40	5.00
10	3.15	4.32	3.31	68.10	2.55	2.98	2.18	2.09	3.27	2.11	1.86	4.70	3.18	5.09	64.25	3.67	4.96

5.4. Chemická analýza vody

Při samotných odběrech nebyly prováděny odběry pro chemickou analýzu vody, jelikož v tekoucích vodách se hladina jednotlivých ukazatelů mění velmi rychle a rozsivky nedokáží na takovou rychlou změnu okamžitě reagovat. Proto byla pro potřeby této práce využita data poskytnutá státním podnikem Povodí Vltavy, který na několika místech Úslavy odebírá pravidelně každý měsíc vzorky vody na chemickou analýzu. Z jednotlivých odběrů roků 2015 a 2016 byl vytvořen roční průměr jednotlivých ukazatelů (viz Tab. XXVI).

Tab. XXVI.: Tabulka zobrazující roční průměr jednotlivých ukazatelů analýzy vody. (BSK₅– biochemická spotřeba kyslíku, CHSK-Cr– chemická spotřeba kyslíku, N-NO₃– dusičnanový dusík, N-NO₂– dusitanový d., N-NH₄– amoniakální d., P-PO₄– fosforečnany)

ukazatel [jednotky]	ODBĚROVÁ MÍSTA							
	2015					2016		
	Plánice	Zdemyslice	Nepomuk	Koterov	Doubravka	Zdemyslice	Nepomuk	Doubravka
O ₂ rozpuštěný [mg.l ⁻¹]	9,975	10,217	9,671	9,708	9,741	10,230	9,660	9,870
BSK ₅ [mg.l ⁻¹]	3,850	3,467	4,783	3,592	3,825	4,000	5,100	3,700
CHSK-Cr [mg.l ⁻¹]	35,750	27,083	34,250	25,917	27,294	26,500	29,500	24,600
pH	7,875	7,892	7,893	8,050	7,494	7,880	7,840	8,020
konduktivita [μS.cm ⁻¹]	29,750	35,508	32,393	36,000	42,565	36,000	34,800	37,000
N-NO ₃ [mg.l ⁻¹]	2,653	2,190	1,983	2,058	1,993	2,990	2,820	2,910
N-NO ₂ [mg.l ⁻¹]	0,050	0,031	0,040	0,025	0,030	0,031	0,057	0,028
N-NH ₄ [mg.l ⁻¹]	0,288	0,080	0,348	0,076	0,094	0,070	0,140	0,070
N celkový [mg.l ⁻¹]	3,958	3,292	3,358	3,100	3,033	4,110	3,800	3,870
P-PO ₄ [mg.l ⁻¹]	0,072	0,083	0,121	0,075	0,054	0,068	0,118	0,061
P celkový [mg.l ⁻¹]	0,157	0,163	0,230	0,146	0,133	0,159	0,212	0,139

Výsledky jednotlivých ukazatelů nevykazují (kromě konduktivity) jakýkoli trend. Všechny hodnoty oscilují kolem průměrné hodnoty. Konduktivita má trend lehce stoupající.

6. DISKUZE

6.1. Diverzita

Celkem bylo nalezeno 216 rozsivkových taxonů v 64 rodech. V porovnání s ostatními diplomovými pracemi zabývající se řasovou flórou Plzeňských řek jde o velké číslo, Baxová (2000) ve své práci o horním toku Úslavy uvádí nalezení 88 taxonů rozsivek (z nichž 35 je totožných se mnou nalezenými) a Blažková (1999) našla v řece Mži pouze 47 rozsivkových taxonů. V obou diplomových pracích se objevuje malý počet odběrových míst a odběr v jedné sezóně což by mohlo mít za následek takto nízký počet druhů (Baxová 2000- 4 místa, Blažková 1998- 7 míst). Ale i Lederer et al. (2001) uvádějí celkem 83 rozsivkových taxonů z vybraných řek celých západních Čech, ačkoliv sledovali 3 řeky (Úslavu, Mži a Otavu) a to mezi lety 1998 a 1999.

Druhým faktorem, který je při tomto porovnávání třeba brát do úvahy jsou rozsáhlé taxonomické změny, které rozsivky potkaly v posledních letech. Zásadní taxonomické revize znamenaly především rozdělení široce definovaných druhů na větší počet menších, lépe vymezených. To ovšem znamená automatický nárůst počtu nacházených druhů (Krammer & Lange- Bertalot, 1991a; Krammer & Lange- Bertalot, 1991b; Krammer & Lange- Bertalot, 1997a; Krammer & Lange- Bertalot, 1997b). To se projevilo například už v bakalářských pracích Vyžralové (2012, Křemžský potok, 220 druhů) nebo Kudrnové (2014, Rokytná), která našla 236 taxonů v 48 rodech.

Kromě již citovaných prací Baxové (2000) a Lederera (2001), jsou z Úslavy známa algologická data ještě z nepublikovaných odběrů podniku Povodí Vltavy s. p. na dvou profilech, z nichž jeden (Plzeň Doubravka) je shodný s mou lokalitou č. 10. Zde jsou k dispozici data z 9 odběrů mezi lety 2006 a 2010, kdy byla zjištěna přítomnost celkem 73 rozsivkových taxonů, v této práci bylo na stejném místě nalezeno taxonů 93 rozsivkových taxonů (43 shodných).

Se stoupajícím zasažením biotopu lidskou činností klesá diverzita (Sonneman et al., 2001) V případě vodních toků je ale třeba vyvarovat se generalizace, že s postupující délkou toku roste úroveň znečištění. Z dosud publikovaných dat se dají identifikovat všechny myslitelné trendy vývoje. Zahradková (1998) ve své práci uvádí pokles celkové druhové

diverzity podél toku Teplé Vltavy. Ačkoliv šlo o typově zcela jiný, vysloveně oligotrofní horský neznečištěný tok Vltavy nad a těsně pod Kvildou a řasy, které ubyly, jsou vesměs indikátory velmi dobré kvality vody. Stejný závěr lze vyvodit z dat uvedených v této práci. Mnou zaznamenaný úbytek druhů ale nebyl příliš velký, od prvního sledovaného jezu se 108 taxony na 93 taxonů sledovaných na posledním sledovaném jezu, druhové složení se rapidně neměnilo.

Rozdílné výsledky byly uvedeny v práci Kudrnové (2014) zabývající se rozsivkovým společenstvem řeky Rokytne, kde autorka uvádí opačný trend (nárůst počtu taxonů podél toku). Takovýto výsledek je zřejmě způsoben oblastí, kterou tato řeka protéká, protože dolní část toku řeky se poněkud netypicky nachází v krajině velmi málo dotčené lidskou činností, a proto zde může lépe docházet k samočištění řeky a následnému nárůstu počtu taxonů. Kubečková (1995) ve své práci zkoumala rozsivkovou flóru středního toku Vltavy (od Pěkné po Hlubokou), kde se zabývala planktonními druhy rozsivek. Analýza dat z této práce ukazuje, že mezi jednotlivými stanovišti není viditelný prokazatelný trend, znečištění se v řece příliš nekumuluje, ke zhoršení stavu dochází skokově pod většími sídly.

Velký podíl planktonních druhů v jednotlivých vzorcích je způsoben velkým počtem rybníků napojených na řeku Úslavu. V letních měsících se dá vyšší přítomnost těchto druhů dle Kelly (1998) přičítat snížení hladiny vody v řece, což mohlo vést na některých místech právě k rozvoji právě fytoplanktonu.

Velká přítomnost rodu *Nitzschia* se dá vysvětlit dle Spaulding & Edlund (2008), tento rod rozsivky se ve velké početnosti vyskytuje ve vodách s vysokým obsahem organického znečištění. Dalšími hojně zastoupenými rody v některých vzorcích byly *Cocconeis* a *Rhoicosphenia*. Hürlimann & Niederhauser (2007) uvádějí, že tyto epifytické rozsivky se vyskytují v místech se silným zastoupením vláknitých řas.

Zastoupení striktně oligotrofních druhů ve vzorcích pochází zřejmě z horní části toku řeky Úslavy nebo z malých přítoků, ze kterých byly tyto druhy tokem po proudu splaveny.

6.2. Rozsivkové indexy

Po důkladném prostudování literatury a praktické aplikaci na tuto případovou studii jsem se rozhodl, že nejlepší bude pro další práci z nabídky programu Omnidia některé indexy nepoužívat vůbec a některé naopak akcentovat.

Program Omnidia byl vytvořen v roce 1993 (Lecoïnte et al., 1993). Ke zpracování vzorků v této práci byla použita verze programu 5. 1., avšak pokrok tohoto softwaru je nezastavitelný a je možné zakoupit verzi 6.0. Jelikož jsem pracoval s verzí 5. 1., byly v mé oblasti zájmu zejména indexy z této verze. Nová verze programu nahradila 2 indexy jinými. Byl vyjmut index ILM (Leclercq & Maquet, 1987) a %PTV (Kelly & Whitton, 1995) což ve své podstatě není index ale pouze procento tolerantních taxonů vůči znečištění (Kelly, 1998).

Nahrazeny byly tyto indexy dvěma novými a to TDIL (Stenger-Kovács et al., 2007), který je upravenou verzí TDI (Kelly & Whitton, 1995) pro zjištění stupně trofie jezera. Druhý nově vloženým indexem je IDSE (Laclercq, 2008 in Hosmani, 2013), stejně jako předchozí je i tento používán v rámci analýzy jezer, avšak na zjištění stupně saprobity (Mahaved et al., 2016).

Mezi ty indexy, dle mého názoru nevhodné patří jednoznačně DESCY index (Descy, 1979), který dle Leclercq & Maquet, (1987) opomíjí méně zastoupené a těžce determinovatelné taxony a mezi nimiž se nacházejí i důležité saprofyty. Tím nadhodnocuje kvalitu vody – viz i moje výsledky v tabulce XXV. Dále bych vyloučil GDI index (Rumeau & Coste, 1988), jelikož pracuje pouze na úrovni rodů, a tudíž je používán pro rychlé, ale nepřesné výsledky. Podobný problém vykazuje DI- CH index (Hürlimann & Niederhauser, 2007), ten byl vyloučen z důvodu slučování těžko determinovatelných taxonů do skupin. Prygiel (1996) uvádí problematiku nadhodnocení kvality vody tímto indexem. Neuspokojivé výsledky vykazuje také DAI_{po} neboli WAT index (Watanabe et al., 1986), kde autor uvádí, že není možné srovnávat stupeň znečištění v případě různých délek jednotlivých řek. Proto byl vytvořen podobný index RPI_B (Sumita & Watanabe, 1983) zohledňující znečištění na různě dlouhých řekách. Dle mého názoru je rovněž nevhodným indexem APDI (Prygiel et al., 1996) index nazývaný také IDAP, který spojuje dva indexy, což můžou provázet komplikace.

Byl vyřazen také IPS index neboli PSI (CEMAGREF, 1982 in Prygiel et al., 1996), který je využíván dle Prygiel et al. (1996) jen zřídka, jelikož žádá data na druhové či nižší úrovni. Jedná se tedy o index určený pro odborníky. Ale je zde zádrhel, jelikož Kelly et al. (2009) uvádí, že IPS index má nedostatečné vlastnosti s rozlišováním různých typů znečištění. Nevýhodnotitelné výsledky vykazuje SHE index (Steinberg & Schiefele, 1988), který používá pro vyhodnocení kvality vody poměr jednotlivých skupin rozsivek vytvořených na základě citlivosti a tolerance ke znečištění. Dále byly vyřazeny indexy vytvořené v jižní Americe, které dle mého názoru nemohou přesně vystihnout ekologický stav středoevropských vod. Jedná se o dva indexy a sice LOBO index, který byl vytvořen v Brazílii (Lobo, 2002 in Lobo et al., 2004) a IDP (Gómez & Licursi, 2001) také známý pod zkratkou PDI vytvořený v Argentině.

Naopak jako nejlepší se mi jeví BDI (Lenoir & Coste, 1996), který však před svojí upravenou verzí (BDI- 2006) obsahoval sjednocené taxony a tím zkresloval výsledky hodnot kvality vody. Tyto problémy byly odstraněny vznikem nové verze tohoto indexu tzv. BDI- 2006 (Coste et al., 2009). Dalšími velmi dobrými indexy jsou EPI-D (Dell'Uomo, 2004) a CEC index (Descy & Coste, 1991) které jsou doporučovány autory pro hodnocení ekologického stavu vod Evropy (Dell'Uomo & Torrisi, 2011; Descy & Coste, 1991). Patří sem také SLA index (Sládeček, 1986), jedná se o saprobní index vytvořený v Československu, a tedy nejlépe by měl charakterizovat zkoumanou oblast. Může se zde však vyskytnout taxonomický problém s nárůstem druhů po rozdělení velkých taxonomických skupin. Dalším saprobní indexem je SID (Rott et al. 1999), který vykazuje velmi podobné výsledky jako SLA index. Poslední dva vybrané indexy TDI (Kelly & Whitton, 1995) a TID (Rott et al., 1999) jsou určeny pro biomonitoring úrovně trofie řek. Jako poslední do této skupiny bych zařadil LIM index, který dle Leclercq & Maquet, (1987) dobře odráží rozmanitost vod.

Výsledky srovnávání různých indexů jsou přehledně shrnuty na obrázku 5. Na první pohled je zřejmé, že ačkoliv se jedná o analýzu totožných vstupních dat, výsledky jednotlivých indexů se od sebe nesmírně liší. Tyto rozdíly jsou velmi patrné například u jarního vzorku z jezu 4, 5 a 7, kde jednotlivé indexy indikují úplně všechny stupně kvality vody – od nejlepší až po nejhorší kvalitu vody z totožného datového souboru. Z toho jednoznačně vyplývá, že pro hodnocení kvality vody je nutné použít komplex několika vhodných indexů a omezit používání indexů s různými taxonomickými či technickými chybami (uvedených výše). Žádný z indexů

nevykazuje stoupající trend znečištění podél dolního toku Úslavy, čemuž odpovídají data chemické analýzy provedené povodím Vltavy s. p. (viz níže).

6.3. Chemická analýza vody

Zpracovaná data z povodí Vltavy s. p. nenaznačují žádný trend, data oscilují kolem průměrné hodnoty, jediná hodnota se zvyšujícím se trendem je konduktivita. Takto se zvyšující trend může být způsoben dle Simkhada (2006) nárůstem koncentrace iontů Na^+ , Si^{4+} , a Cl^- , což vysvětluje jako dopad intenzivního hospodářství. Tento trend není nikterak velký, ale fakt, že Úslava protéká velmi hospodářsky využívanou oblastí (Duras, 2002), potvrzuje výše popsané vysvětlení.

Ve velké části vzorků byly nalezeny morfologické abnormality poměrně značného množství frustul (cca 1 % mělo změněný tvar valv nebo ornamentaci atd.). Tyto morfologické změny jsou způsobovány převážně těžkými kovy (Falasco et al., 2009). Dle Pandey et al. (2017) jsou sice nejdůležitějšími zdroji těžkých kovů v povodí průmyslová odvětví, která se těmito kovy zabývají (na řece Úslavě chybí), ale nejsou zdrojem výhradním. Tím jsou i běžné odpadní vody či nevodové zdroje jako je povrchový odtok. Chemická analýza vody ale nestanovila nadlimitní hodnoty některých těžkých kovů (Cu, Pb, Zn, Cs). Je možné, že tyto deformity způsobil jiný, nesledovaný kov (např. Ag) anebo se na tvorbě těchto monstrozit podílí i jiné (neměřené) toxické látky, jako jsou herbicidy nebo pesticidy.

7. ZÁVĚR

Na deseti zkoumaných odběrových místech podél dolního toku řeky Úslavy byly na podzim 2015 a na jaře a v létě 2016 odebrány vzorky rozsivek. Dohromady se jednalo o 30 vzorků, ve kterých bylo mikroskopickou analýzou trvalých preparátů určeno kvalitativní i kvantitativní složení rozsivkových společenstev. Celkem bylo nalezeno 216 rozsivkových taxonů v 64 rodech. Následně bylo za pomoci programu Omnidia vypočítáno 17 recentně používaných rozsivkových indexů pro každou lokalitu a každý odběr. Tyto indexy byly mezi sebou porovnány a poté byly navrženy dle vlastních výsledků a pečlivého studia literatury ty, které by bylo vhodné použít pro další práci, ale také indexy nevhodné.

8. LITERATURA

8.1. Seznam použité literatury

- Adl S. M., Simpson A. G., Farmer M. A., Andersen R. A., Anderson O. R., Barta J. R., Bowser S. S., Brugerolle G., Fensome R. A., Fredericq S., James T. Y., Karpov S., Kugrens P., Krug J., Lane C. E., Lewis L. A., Lodge J., Lynn D. H., Mann D. G., McCourt R. M., Mendoza L., Moestrup O., Mozley-Standridge S. E., Nerad T. A., Shearer C. A., Smirnov A. V., Spiegel F. W., Taylor M. F. 2005. The new higher level classification of eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 52(5): 399-451.
- Álvarez-Blanco, I., Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C. & Bécares, E. 2013. The Duero Diatom Index (DDI) for river water quality assessment in NW Spain: design and validation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(1): 969-981.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2nd ed. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 339 pp.
- Baxová V. 2000. Řasová flóra horního toku řeky Úslavy. Diplomová práce, Západočeská univerzita. Pedagogická fakulta, Katedra biologie, Plzeň, 69 pp.
- Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. 2015. *Freshwater algae: identification and use as bioindicators*. 2nd ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 290 pp.
- Bere, T., & Tundisi, J. G. 2011. Applicability of borrowed diatom-based water quality assessment indices in stress area São Carlos-SP, Brazil. *Hydrobiologia*, 673(1):179-192.
- Bešta, T., Novák, J., Dreslerová, D., Jankovská, V., Bernardová, A., Lisá, L., & Valentová, D. 2015. Mid-Holocene history of a central European lake: Lake Komořany, Czech Republic. *Boreas*, 44(3):563-574.
- Blažková E. 1998. *Nárostové řasy řeky Mže u Stříbra*. Diplomová práce Západočeská univerzita. Pedagogická fakulta, Katedra biologie, Plzeň, 49 pp.

- Coste, M., Bosca, C., Dauta, A. 1991. Use of algae for monitoring rivers in France. In Whitton, B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.): *The use of algae for monitoring rivers*. STUDIA Studentenförderungs- GmbH, Innsbruck, pp. 75-88.
- Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J. & Delmas, F. 2009. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological indicators*, 9(4): 621-650.
- Dalu, T. & Froneman, P. W. 2016. Diatom- based water quality monitoring in southern Africa: challenges and future prospects. *Water SA*, 42(4): 551-559.
- Dell'Uomo, A. 2004. L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. *Lineeguida. APAT, ARPAT*, 101 pp.
- Dell'Uomo, A. & Torrisi, M. 2011. The Eutrophication/Pollution Index-Diatombased (EPI-D) and free new related indices for monitoring rivers: The case study of the river Potenza (the Marches, Italy). *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145(2): 331-341.
- Descy, J. P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia Beihefte* 64: 305-323.
- Descy, J. P. & Coste, M. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24(4): 2112-2116.
- Desikachary, T. V. & Dweltz, N. E. 1961. The chemical composition of the diatom frustule. *Proceedings: Plant Sciences*, 53(4): 157-165.
- Duras J. 2002. Voda v krajině. In *Životní prostředí Města Plzně*, Ing. Jaroslav Háj, Horní Bříza, pp. 16- 19.
- Fabri, R., & Leclercq, L. 1984. Diatom communities in the rivers of Ardenne (Belgium): Natural types and impact of pollutions. In *Proceedings of the Eighth Diatom Symposium* 337-346 pp.

- Falasco, E., Bona, F., Ginepro, M., Hoffmann, L. & Ector, L. 2009. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water SA*, 35(5): 595-606.
- Fernández, M. R., Martín, G., Corzo, J., de la Linde, A., García, E., López, M. & Sousa, M. 2017. Design and Testing of a New Diatom- Based Index for Heavy Metal Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, pp. 1-23.
- Fleming, W. D. 1954. Naphrax: A Synthetic Mounting Medium Of High Refractive Index New And Improved Methods Of Preparation. *Journal of the Royal Microscopical Society*, 74(1): 42-44.
- Gómez, N., & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2):173-181
- Groda, B., Vítěz, T., Machala, M., Foller, J. & Surýnek, D. 2007. Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 58 pp.
- Hajšman, J., 2011. *Průvodce naučnou stezkou Údolím Úslavy*. Plzeň, Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, 64 pp.
- Hasle, G. R. & Fryxell, G. A. 1970. Diatoms: cleaning and mounting for light and elektron microscopy. *Transactions of the American Microscopical Society*, pp. 469-474.
- Hoek, C., Mann, D. & Jahns, H. M. 1995. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press, 623 pp.
- Hofmann, G. 1996. Recent developments in the use of benthic diatoms for monitoring eutrophication and organic pollution in Germany and Austria. *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, pp. 73-77.
- Holmes, M. & Taylor, J. C. 2015. Diatoms as water quality indicators in the upper reaches of the Great Fish River, Eastern Cape, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 40(4): 321-337.

- Hosmani, S. P. 2013. Fresh Water Algae as Indicators of Water Quality. *Universal Journal of Environmental Research & Technology*, 3(4):473- 482.
- Hürlimann, J. & Niederhauser, P. 2007. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. *Diatomées Niveau R (région)*. l'Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne, 40 (07), 62 pp.
- Chen, X., Zhou, W., Pickett, S. T., Li, W., Han, L. & Ren, Y. 2016. Diatoms are better indicators of urban stream conditions: a case study in Beijing, China. *Ecological Indicators*, 60: 265-274.
- Kalyoncu, H. & Akkoz, C. 2009. Comparative performance of diatom indices in aquatic pollution assessment. *African Journal of Agricultural Research*, 4(10): 1032-1040.
- Kelly, M. G., & Whitton, B. A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7(4): 433-444.
- Kelly, M. G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water research*, 32(1): 236-242.
- Kelly, M. G., Adams, C. & Graves, A. C. 2001. The Trophic Diatom Index: A User's Manual; Revised Edition. *Environment Agency*, 146 pp.
- Kelly, M. G., Haigh, A., Colette, J. & Zgrundo, A. 2009. Effect of environmental improvements on the diatoms of the River Axe, southern England. *Fottea*, 9(2): 343-349.
- Kolkwitz, R., 1928. Zur Kenntnis der biologischen Selbstreinigung der Gewässer. *Berichten der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 46: 35- 50.
- Kolkwitz, R. & Marsson M., 1908. Ökologie der pflanzlicher Saprobien *Berichten der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 26: 195- 229.
- Kolkwitz, R. & Marsson M., 1908. Ökologie der tierischen Saprobien *International Review of Hydrobiology*, 2: 126- 152.
- Kubečková, K. 1995. Druhová diversita rozsivek na úseku horní Vltavy v závislosti na kvalitě vody. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice 46 pp.

- Kudrnová M. 2014. Rozsivky jako bioindikátory kvality tekoucí vody- fyto-bentos řeky Rokytná. Diplomová práce, Masarykova Univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, Brno, 67 pp.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimatin. *Nova Hedwigia Beifft*, 64: 285-304.
- Lange-Bertalot H., Hofmann G., Werum M. & Cantonati M. 2017. *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe: Over 800 Common Species Used in Ecological Assessment*. Koeltz Botanical Books, 942 pp.
- Lavoie, I., Campeau, S., Fortin, C., Winter, J., Palmer, M. & Zugic-Drakulic, N. 2013. Development of a diatom index for river bioassessment for use in Ontario, Centre Eau Terre Environnement, 31 pp.
- Lecoite, C., Coste, M. & Prygiel, J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. In *Twelfth International Diatom Symposium*, Springer, Dordrecht, pp. 509-513.
- Leclercq, L. & Maquet, B. 1987. Deux nouveaux indices diatomique et de qualité chimique des eaux courantes. Comparaison avec différents indices existants. *Cahiers de Biologie Marine*, 28: 303-310.
- Lenoir, A. Coste, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network. In Whitton B. A., Rott E. (Eds.): *Use of Algae for Monitoring Rivers II*, STUDIA Studenten für derungs- GmbH, Innsbruck, pp. 29-45.
- Lederer, F., Baxová, V. & Kubečková K. 2001. Sinice a řasy vybraných tekoucích vod v západních Čechách. *Calluna*, 6(1): 7-12.
- Li, L., Zheng, B. & Liu, L. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, 2: 1510-1524.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Hermany, G., Bes, D., Wetzel, C. A., & Oliveira, M. A. 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1): 25-40.

- Mahaved J, Nagarthana, Shivakumar K. V., Munisamappa 2016. Diatoms in Detection of Organic Pollution and Anthropogenic Eutrophication in a Polluted Lake of Mysore. *International Journal of Science Technology & Engineering*, 2(9): 366- 368.
- Mann, D. G., & Droop, S. J. M. 1996. Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. In *Biogeography of freshwater algae* Springer Netherlands, pp. 19-32.
- Marvan, P., Geriš, R. & Ramezanpoor, Z. (2003): *Navicula citrus* KRASSKE (Bacillariophyceae) in the Czech republic. *Czech Phycology*, 3: 37-40.
- Oeding, S. & Taffs, K. H. 2015. Are diatoms a reliable and valuable bio-indicator to assess sub-tropical river ekosystem health?. *Hydrobiologia*, 758(1): 151-169.
- Oeding, S. & Taffs, K. H. 2017. Developing a regional diatom index for assessment and monitoring of freshwater streams in sub-tropical Australia. *Ecological Indicators*, 80:135-146.
- Paul, S. S., Mallik, B., Mandal, M., Biswas, B., Sekh, S. & Sarkar, N. S. 2016. Epilithic diatoms as biological water quality indicators-A study in tree geographically isolated hill streams in India. *Journal of Environmental Biology*, 37(2): 275.
- Panagiotis Ch. 2012. Způsoby čištění městských odpadních vod a možnosti využití vyčištěné vody. Bakalářská práce, Karlova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Praha, 40 pp.
- Pandey, L. K., Bergey, E. A., Jie, L., Park, J., Choi, S., Lee, H., Depuydt S., Oh, Y.T., Lee, SM. & Han, T. 2017. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: Insights, advances and challenges. *Water Research*, 118: 39- 58.
- Passy, S. I. & Bode, R. W. 2004. Diatom model affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia*, 524(1): 241-252.
- Porter-Goff, E. R., Frost, P. C. & Xenopoulos, M. A. 2013. Changes in riverine benthic diatom community structure along a chloride gradient. *Ecological indicators*, 32: 97-106.
- Prygiel, J., Leveque, L. & Iserentant, R. 1996. Un nouvel indice diatomite pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Journal of Water Science*, 9(1): 97-113.

- Riato, L., Leira, M., Della Bella, V. & Oberholster, P. J. 2018. Development of a diatom-based multimetric index for acid mine drainage impacted depressional wetlands. *Science of the Total Environment*, 612: 214-222.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. & Pipp, E. 1997. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, 73 pp.
- Rott, E., Binder N., Van Dam H., Ortler K., Pall K., Pfister P. & Pipp, E. 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen*, Wasser wirtschafts kataster, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, 248 pp.
- Rumeau, A. & Coste, M. 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomite générique. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 309: 1- 69.
- Simkhada, B., Jüttner, I. & Chimonides, P. J. 2006. Diatoms in lowland ponds of Koshi Tappu, Eastern Nepal- relationships with chemical and habitat characteristics. *International review of hydrobiology*, 91(6): 574-593.
- Sládeček, V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 14(5): 555-566.
- Sládeček, V. & Sládečková A. 1996. *Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1. díl: Destruenti a producenti*. ČVVS, Praha, 353 pp.
- Smol, J. P., & Stoermer, E. F. 2010. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, 686 pp.
- Solak, C. N. & Àcs, É. 2011. Water quality monitoring in European and Turkish rivers using diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(2): 329-337.

- Sonneman, J. A., Walsh, C. J., Breen, P. F. & Sharpe, A. K. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater Biology*, 46(4): 553-565.
- Steinberg, L. & Schiefele S. 1987. Biological indication of trophic and pollution of running waters. *Wasser Abwasser-Forsch*, 21: 227-234.
- Stenger-Kovács, C., Buczko, K., Hajnal, E. & Padisák, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589(1): 141-154.
- Sumita, M. & Watanabe, T. 1983. New General Estimation of River Pollution Using New Diatom Community Index (NDCI) as Biological Indicators Based on Specific Composition of Epilithic Diatoms Communities. *Japanese Journal of Limnology*, 44(4): 329-340.
- Szczepocka, E. & Rakowska, B. 2015. Diatoms in the biological assessment of the ecological state of waters using the Czarna Staszowska River as an example. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(2): 254-266.
- Szulc, B. & Szulc, K. 2013. The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(2): 188-194.
- Tan, X., Zhang, Q., Burford, M. A., Sheldon, F. & Bunn, S. E. 2017. Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in microbiology*, 8 (601): 1-10.
- Tapolczai, K., Bouchez, A., Stenger-Kovács, C., Padisák, J. & Rimet, F. 2017. Taxonomy-or trait-based ecological assessment for tropical rivers? Case study on benthic diatoms in Mayotte island (France, Indian Ocean). *Science of The Total Environment*, 607: 1293-1303.
- Toudjani, A. A., Çelekli, A., Gümüş, E. Y., Kayhan, S., Lekesiz, H. Ö. & Çetin, T. 2017. A new diatom index to assess ecological quality of running waters: a case study of water bodies in western Anatolia. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 53: 333-343.

- Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Aquatic Ecology*, 28(1): 117-133.
- Van der Werf, A. 1955. A new method of concentrating and clearing diatoms and other organisms. International Association of Theoretical and Applied Limnology. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 12: 276-277.
- Verma, K. 2013. Role of diatoms in the world of forensic science. *Journal of Forensic Research*, 4(2): 181-184.
- Visco, J. A., Apothéloz- Perret-Gentil, L., Cordonier, A., Esling, P., Pillet, L. & Pawlowski, J. 2015. Environmental monitoring: inferring the diatom index from next-generation sequencing data. *Environmental science & technology*, 49(13): 7597-7605.
- Vyžralová, A. 2012. Prvotní algologický průzkum v povodí Křemžského potoka. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, pp. 44.
- Watanabe, T., Asai, K. & Houki, A. 1986. Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage- diatomassemblage index (DAI_{po}). *Science of the Total Environment*, 55: 209-218.
- Zahrádková H. 1998. Řasová mikroflóra horního toku Teplé Vltavy. Diplomová práce, Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice, 58 pp.
- Zelinka, M., & Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der Biologischen Klassifikation der Reinheitfließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57(3): 389-407.

8.2. Determinační literatura

- Hoffman, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H. 2011. *Diatomeen im Süßwasser benthos von Mitteleuropa*. Gantner Verlag, 908 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991a. Bacillariophyceae – 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4 - In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/4, Gustav Fischer Verlag, 438 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991b. Bacillariophyceae – 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae - In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/4, Gustav Fischer Verlag, 438 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1997a. Bacillariophyceae – 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae - In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/2, Gustav Fischer Verlag, 610 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1997b. Bacillariophyceae – 1. Teil: Naviculaceae - In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/1, Gustav Fischer Verlag, 876 pp.

8.3. Internetové zdroje

- Omnidia. Available at: <https://omnidia.fr/en/> (last accessed 10. November 2017).
- Oxford references. Available at: <http://www.oxfordreference.com> (last accessed 6. December 2017).
- Spaulding, S., and Edlund, M. (2008). *Nitzschia*. In *Diatoms of the United States*. Available at: <http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/genus/Nitzschia> (last accessed 1. December 2017).
- Id-gene. Available at: <http://id-gene.com/products/diatoms-molecular-index/> (last accessed 6. December).

9. PŘÍLOHY

9.1. PŘÍLOHA I.: Obrazová příloha

Tabule I.: Centrické rozsivky, *Eunitia*, *Epithemia*

Tabule II.: Araphidní rozsivky

Tabule III.: Araphidní (*Meridion*) a monoraphidní rozsivky

Tabule IV.: Symetrické biraphidní rozsivky I

Tabule V.: Symetrické biraphidní rozsivky II

Tabule VI.: Symetrické biraphidní rozsivky III (*Navicula*)

Tabule VII.: Symetrické biraphidní rozsivky IV (*Pinnularia*)

Tabule VIII.: Asymetrické biraphidní rozsivky I

Tabule IX.: Asymetrické biraphidní rozsivky II

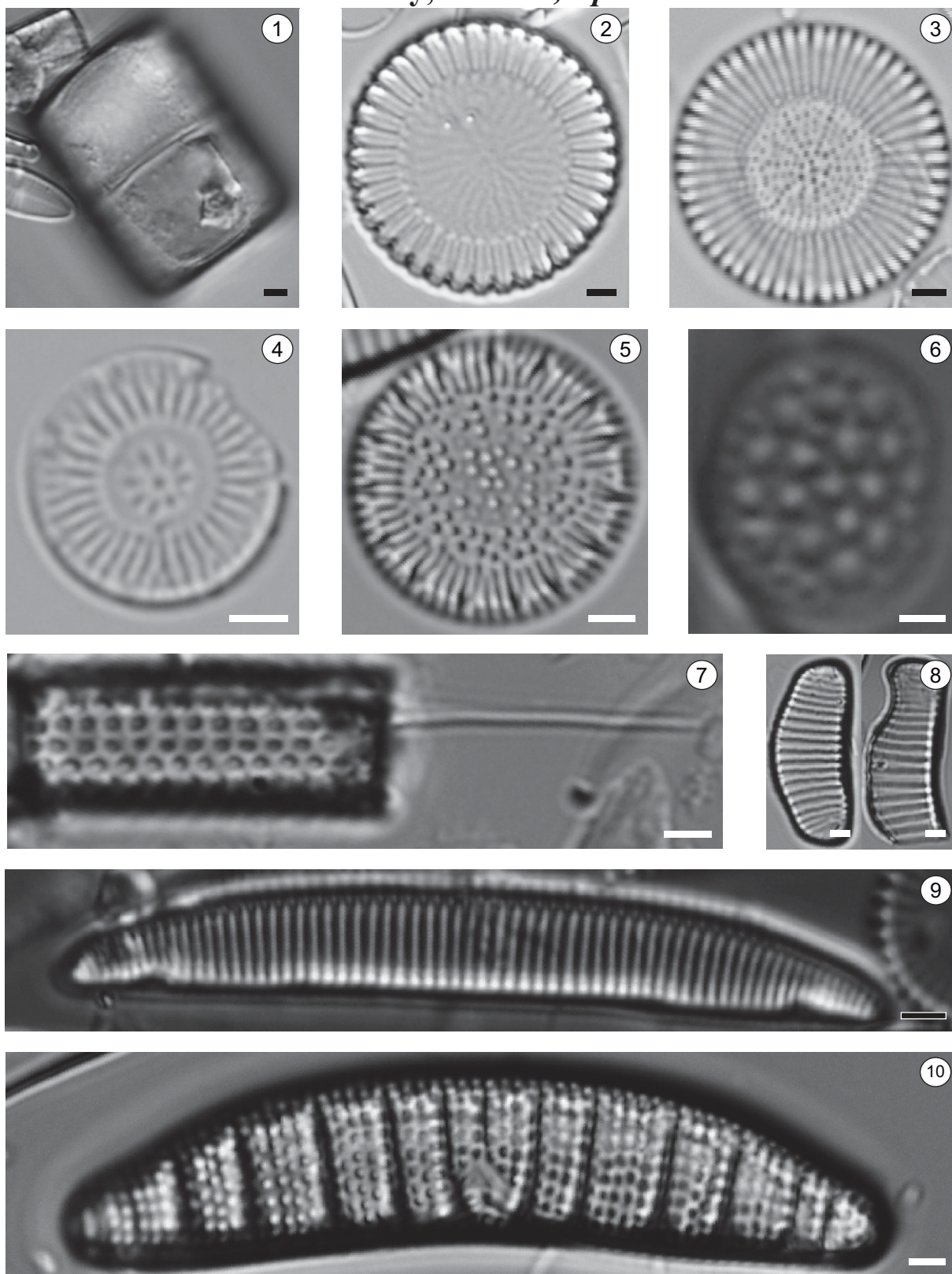
Tabule X.: *Nitzschia*, *Hantzschia*

Tabule XI. *Nitzschia*, *Tryblionella*, *Grunowia*

Tabule XII.: *Cymatopleura*, *Surirella*

Tabule XIII.: Fotodokumentace ze SEM

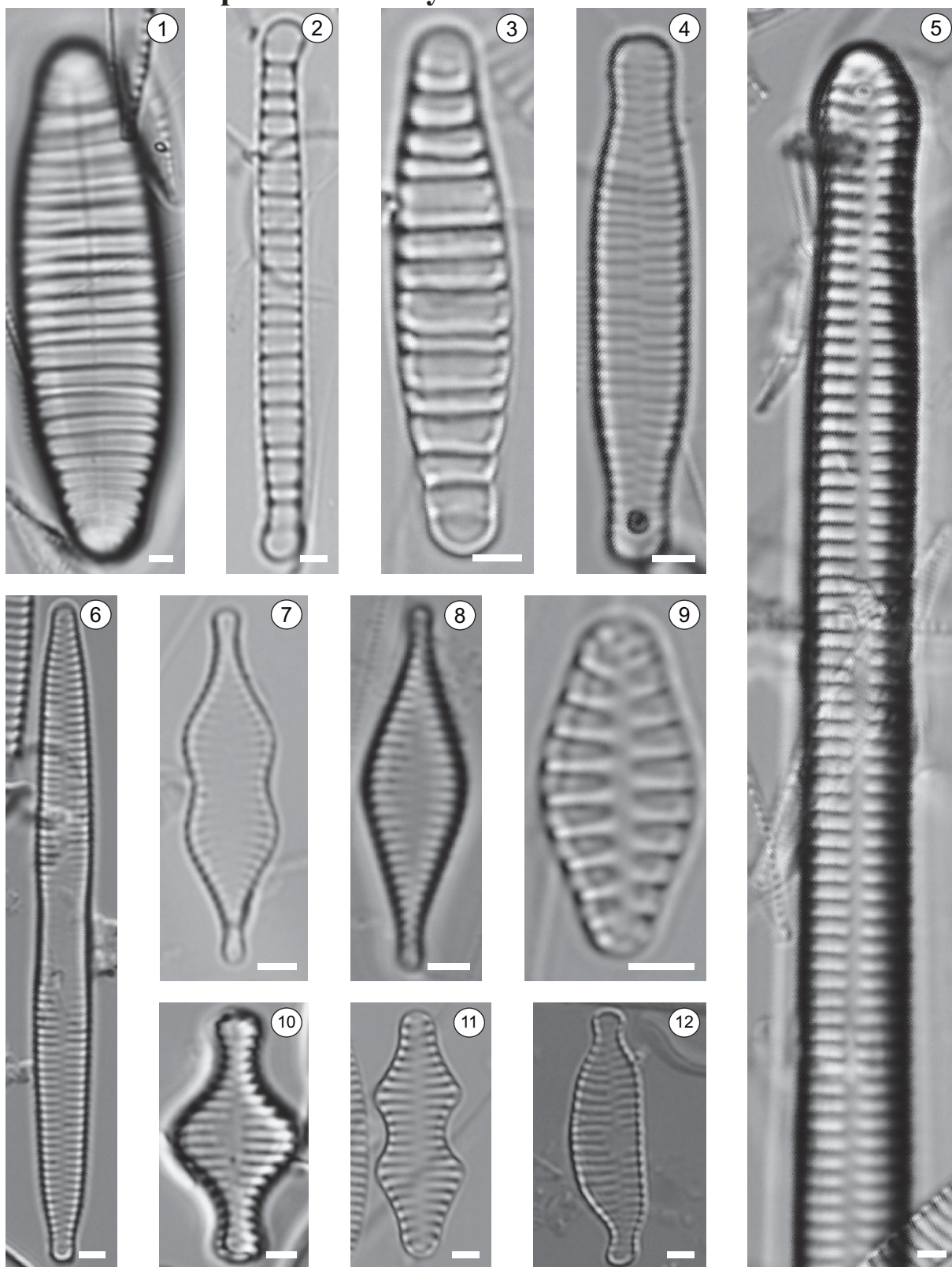
Tabule I.: Centrické rozsivky, *Eunotia*, *Epithemia*



1: *Melosira varians* C.Agardh, 2: *Cyclotella meneghiniana* Kützing, 3: *Cyclostephanos dubius* (Hustedt) Round, 4: *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee, 5: *Lindavia praetermissa* (Lund) T.Nakov, 6: *Aulacoseira nivalis* (W.Smith) English & Potapova, 7: *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, 8: *Eunotia* cf. *curtagrunowii* Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot, 9: *Eunotia incisa* W.Smith ex W.Gregory, 10: *Epithemia* cf. *adnata* (Kützing) Brébisson

délka úsečky 2 μm

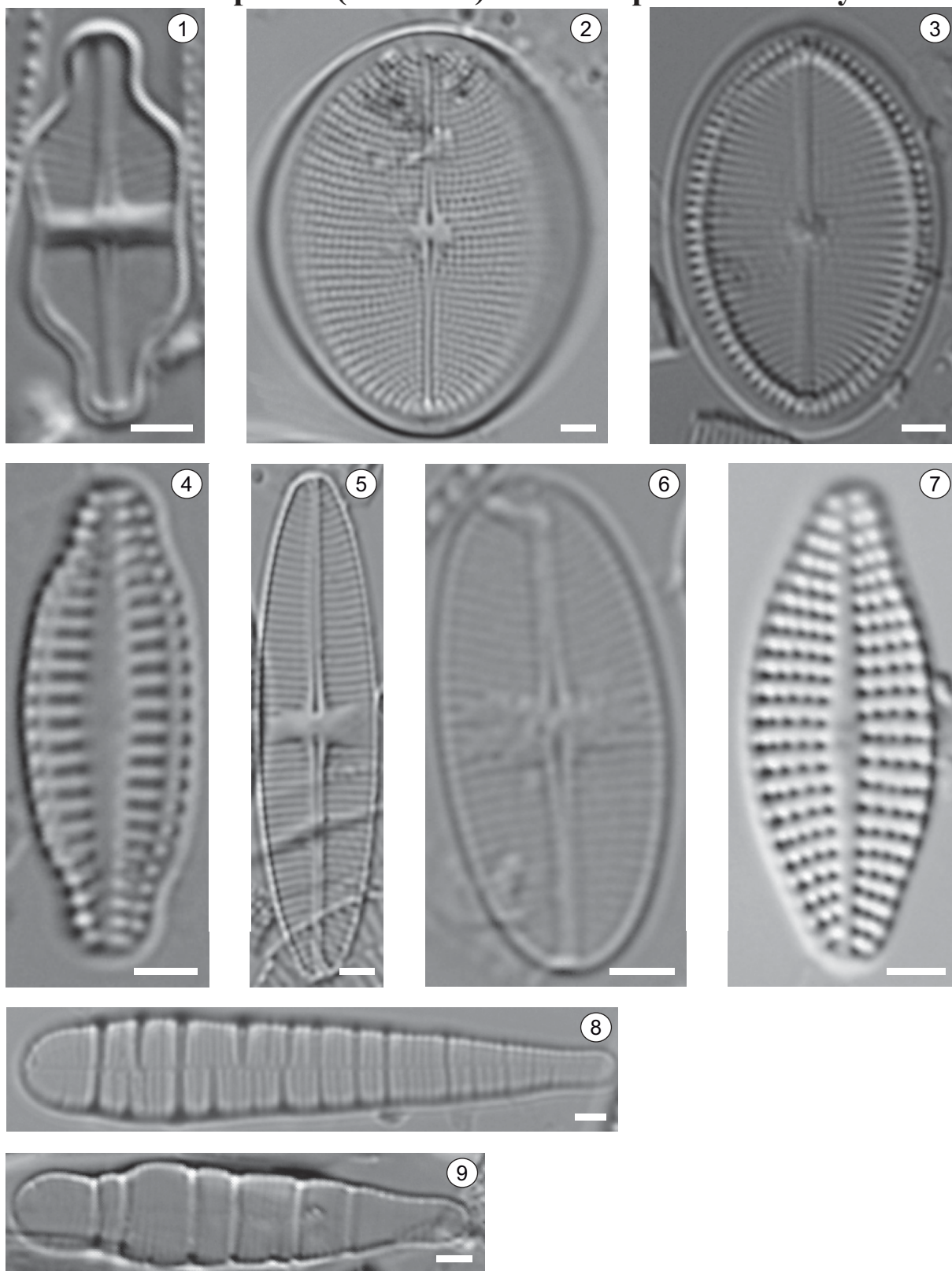
Tabule II.: Araphidní rozsivky



1: *Diatoma vulgare* Bory, 2: *Diatoma tenuis* C.Agardh, 3: *Diatoma* cf. *mesodon* (Ehrenberg) Kützing, 4: *Fragilariforma bicapitata* (Mayer) D.M.Williams & Round, 5: *Fragilaria biceps* Ehrenberg, 6: *Fragilaria mesolepta* Rabenhorst, 7: *Pseudostaurosira parasitica* (W.Smith) Morales, 8: *Pseudostaurosira parasitica* var. *subconstricta* (Grunow) Morales, 9: *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) D.M.Williams & Round, 10: *Fragilaria construens* (Ehrenberg) Grunow, 11: *Staurosira binodis* (Ehrenberg) Lange-Bertalot, 12: *Fragilaria recapitellata* Lange-Bertalot & Metzeltin

délka úsečky 2 μ m

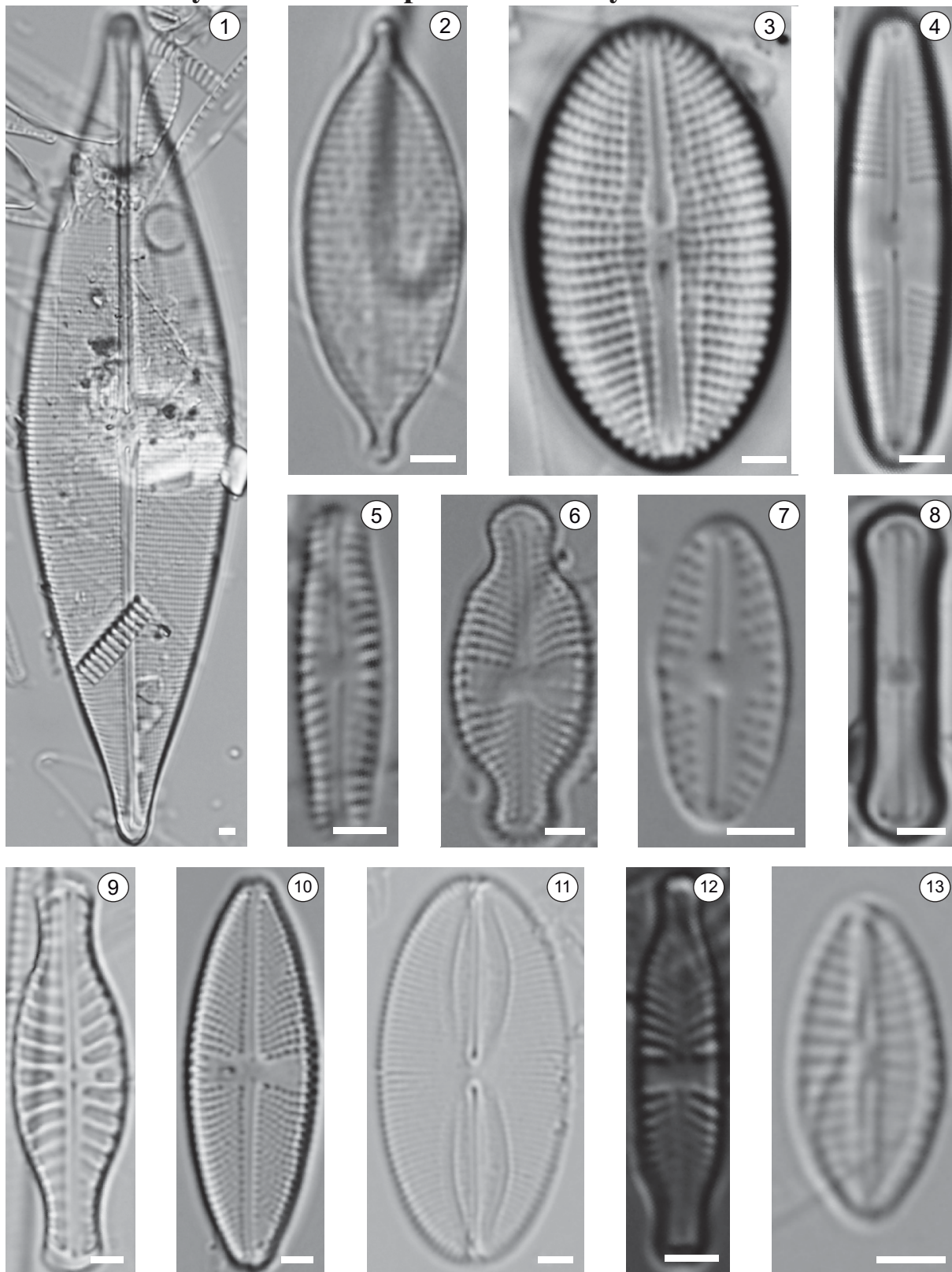
Tabule III.: Araphidní (*Meridion*) a monoraphidní rozsivky



1: *Achmanthidium exiguum* (Grunow) Czarnecki, 2: *Cocconeis pediculus* Ehrenberg, 3: *Cocconeis placentula* Ehrenberg, 4: *Karayevia ploenensis* (Hustedt) Bukhtiyarova, 5: *Lemnicola hungarica* (Grunow) Round & Basson, 6: *Psammothidium bioretii* (H.Germain) Bukhtiyarova & Round, 7: *Karayevia clevei* (Grunow) Round & Bukhtiyarova, 8: *Meridion circulare* (Greville) C.Agardh, 9: *Meridion circulare* var. *constrictum* (Ralfs) Van Heurck

délka úsečky 2 μm

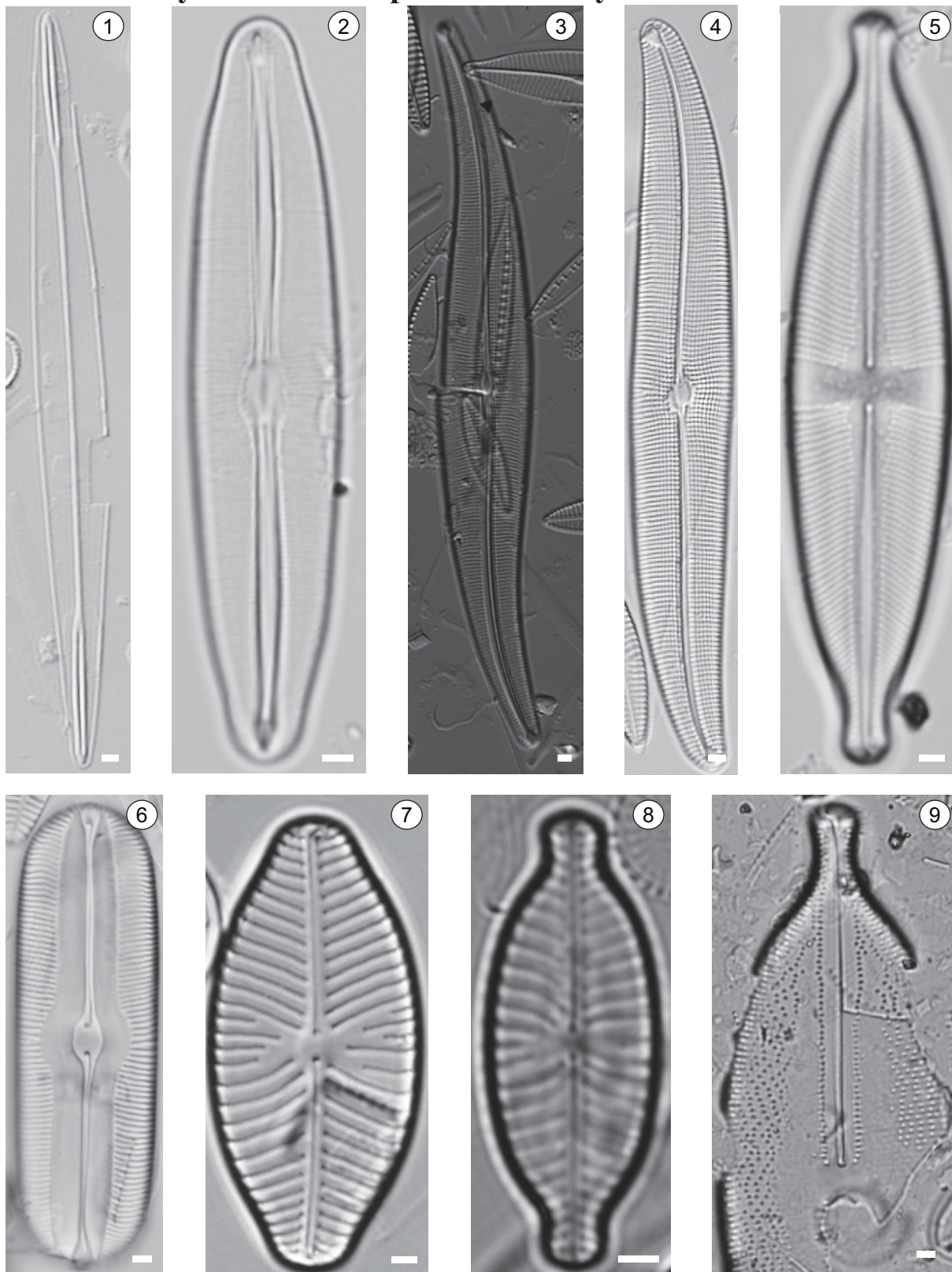
Tabule IV.: Symetrické biraphidní rozsivky I



1: *Craticula cuspidata* (Kützing) D.G.Mann, 2: *Craticula citruss* (Krasske) E.Reichardt, 3: *Diploneis parma* Cleve, 4: *Caloneis lancettula* (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski, 5: *Chamaepinnularia* cf. *krookiformis* (Krammer) Lange-Bertalot & Krammer, 6: *Luticola ventricosa* (Kützing) D.G.Mann, 7: *Mayamaea fossalis* (Krasske) Lange-Bertalot, 8: *Humidophila paracontenta* (Lange-Bertalot & Werum) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová, 9: *Hippodonta capitata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski, 10: *Luticola goeppertiana* (Bleisch ex Rabenhorst) D.G.Mann, 11: *Fallacia pygmaea* (Kützing) Stickle & D.G.Mann, 12: *Stauroneis* cf. *thermicola* (J.B.Petersen) J.W.G.Lund, 13: *Craticula subminuscula* (Manguin) C.E.Wetzel & L.Ector

délka úsečky 2 μ m

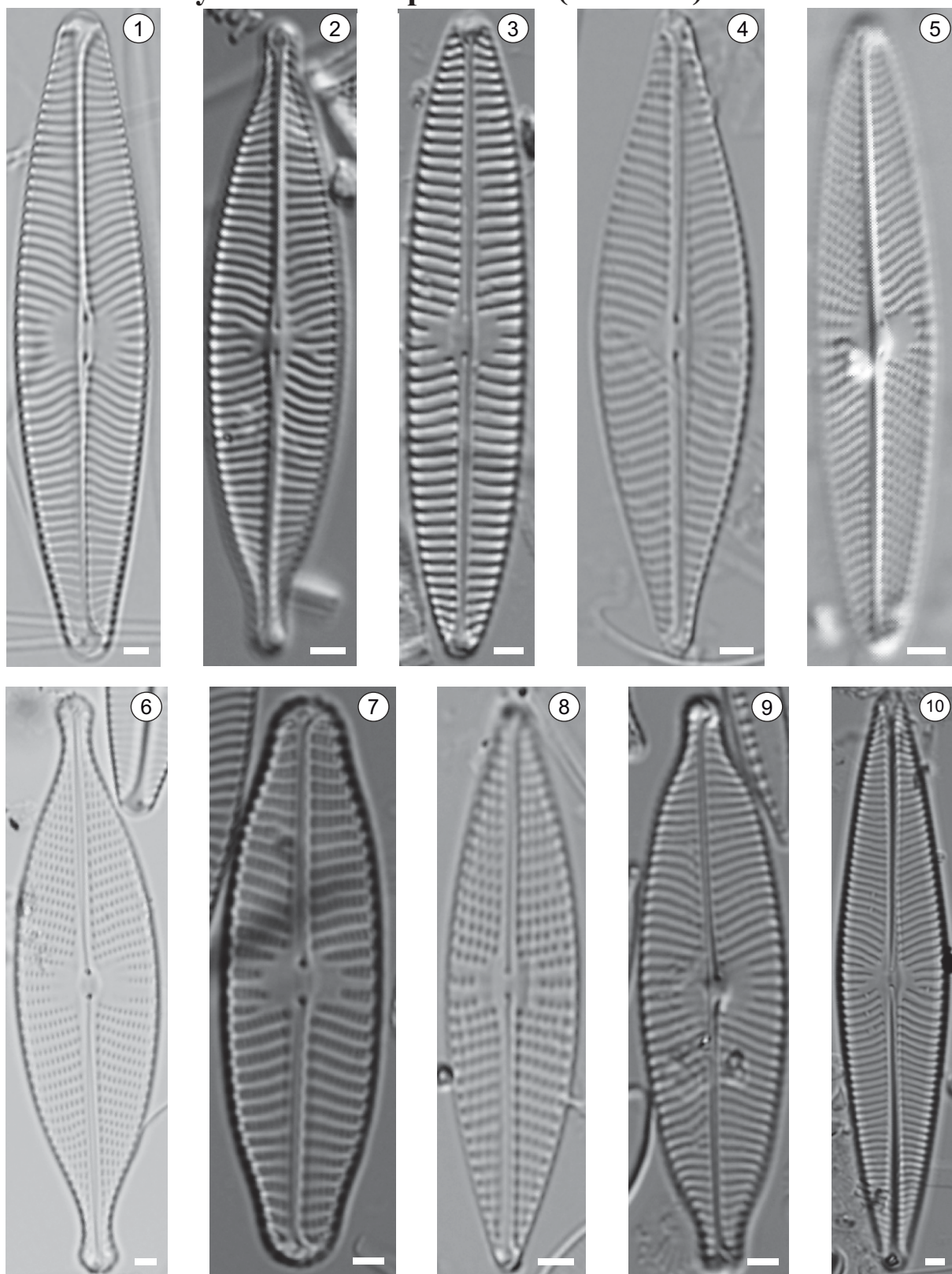
Tabule V.: Symetrické biraphidní rozsivky II



1: *Amphipleura pellucida* (Kützing) Kützing, 2: *Frustulia vulgaris* (Thwaites) De Toni, 3: *Gyrosigma kuetzingii* (Grunow) Cleve, 4: *Gyrosigma sciotoense* (W.S.Sullivant) Cleve, 5: *Stauroneis* cf. *reinhardtii* Grunow, 6: *Sellaphora americana* (Ehrenberg) D.G.Mann, 7: *Placoneis gastrum* (Ehrenberg) Mereschkowsky, 8: *Placoneis* cf. *anglica* (Ralfs) E.J.Cox, 9: *Anomoeoneis sphaerophora* Pfitzer

délka úsečky 2 μm

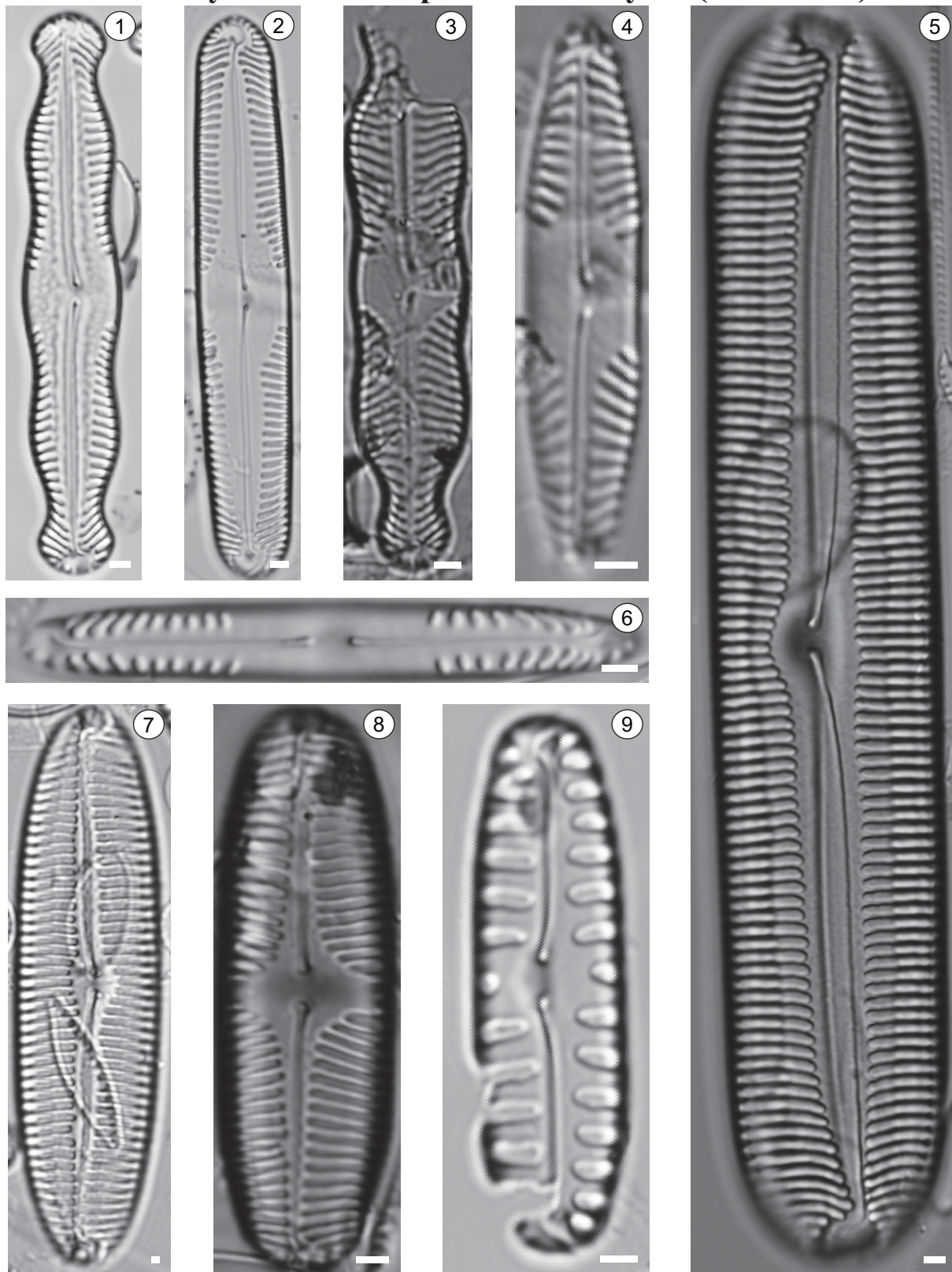
Tabule VI.: Symetrické biraphidní III (*Navicula*)



1: *Navicula lanceolata* Ehrenberg, 2: *Navicula capitatoradiata* H.Germain, 3: *Navicula tripunctata* (O.F.Müller) Bory, 4: *Navicula trivialis* Lange-Bertalot, 5: *Navicula simulata* Manguin, 6: *Navicula rhynchotella* Lange-Bertalot, 7: *Navicula slesvicensis* Grunow, 8: *Navicula menisculus* Schumann, 9: *Navicula rostellata* Kützing, 10: *Navicula radiosa* Kützing

délka úsečky 2 µm

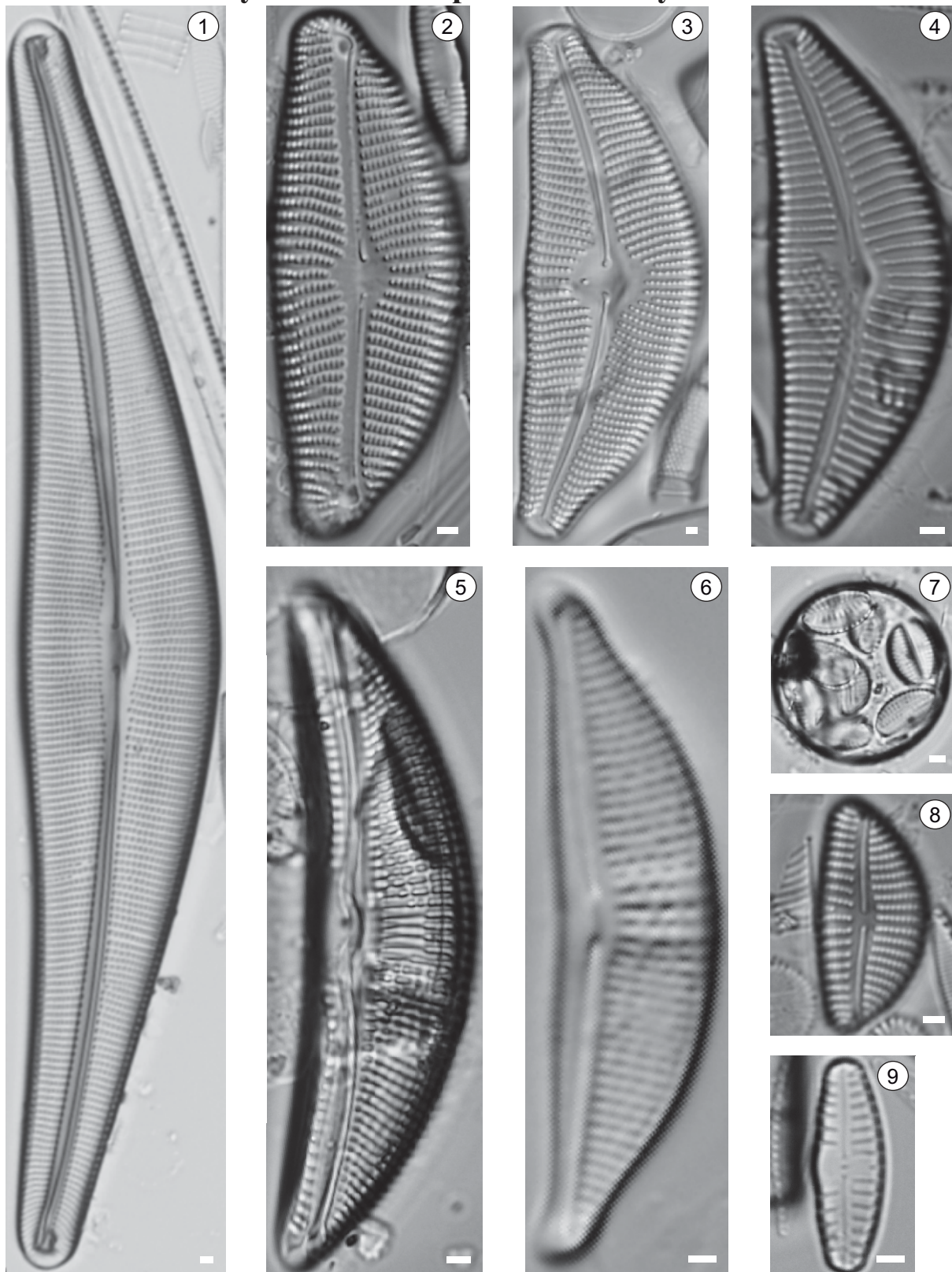
Tabule VII.: Symetrické biraphidní rozsivky IV (*Pinnularia*)



1: *Pinnularia nodosa* (Ehrenberg) W.Smith, 2: *Pinnularia subgibba* Krammer, 3: *Pinnularia grunowii* Krammer, 4: *Pinnularia* cf. *acidicola* B. van de Vijver & R. Le Cohu, 5: *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenberg, 6: *Pinnularia* sp. 7: *Pinnularia viridiformis* Krammer, 8: *Pinnularia brebissonii* (Kützing) Rabenhorst, 9: *Pinnularia borealis* Ehrenberg

délka úsečky 2 μ m

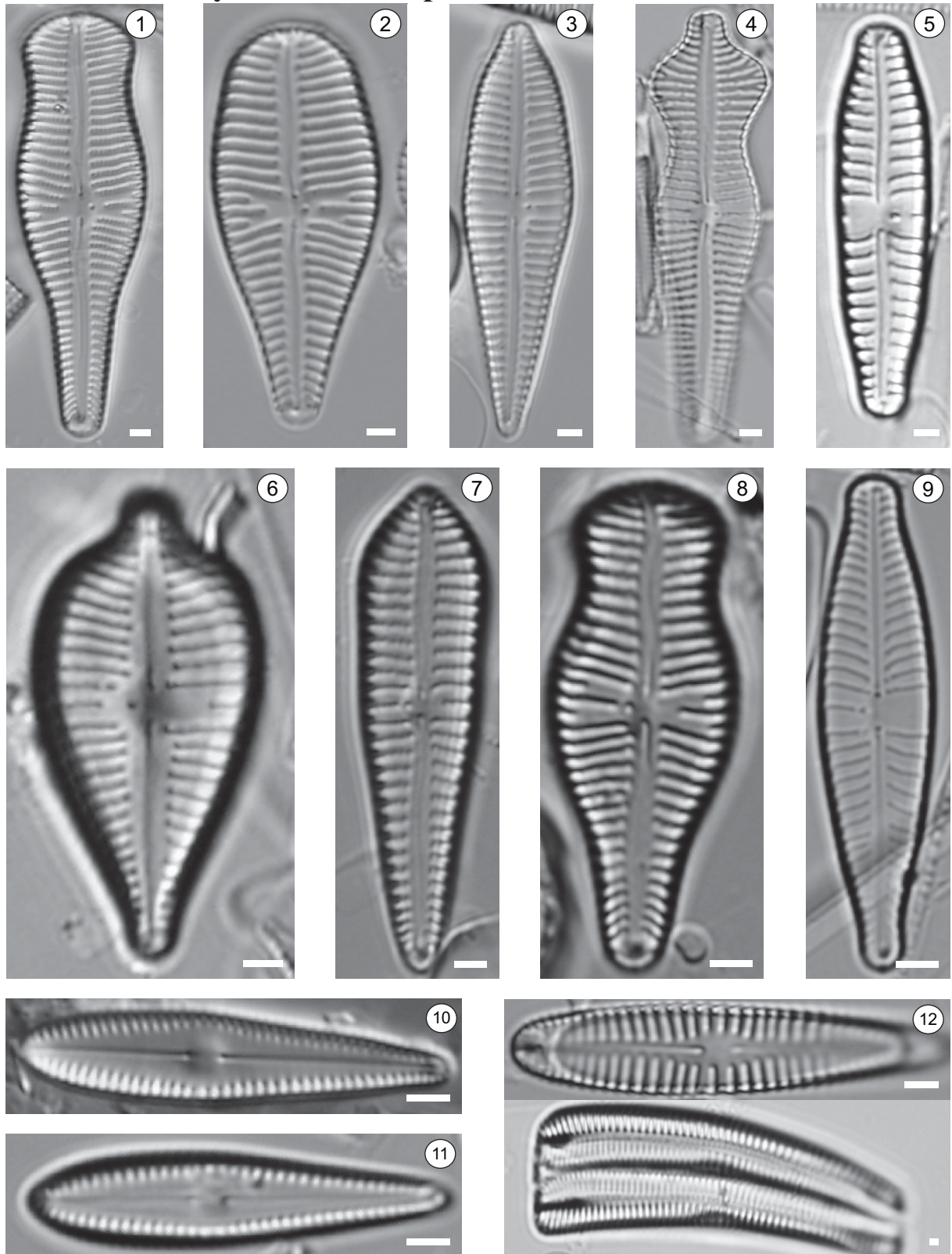
Tabule VIII.: Asymetrické biraphidní rozsivky I



1: *Cymbella lanceolata* (C.Agardh) Kirchner, 2: *Encyonema prostratum* (Berkeley) Kützing, 3: *Cymbella tumida* (Brébisson) Van Heurck, 4: *Cymbella neocistula* Krammer, 5: *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing, 6: *Halamphora veneta* (Kützing) Levkov, 7: *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow ex A.Schmidt, 8: *Encyonema* cf. *auerswaldii* Rabenhorst, 9: *Reimeria sinuata* (W.Gregory) Kociolek & Stoermer

délka úsečky 2 μm

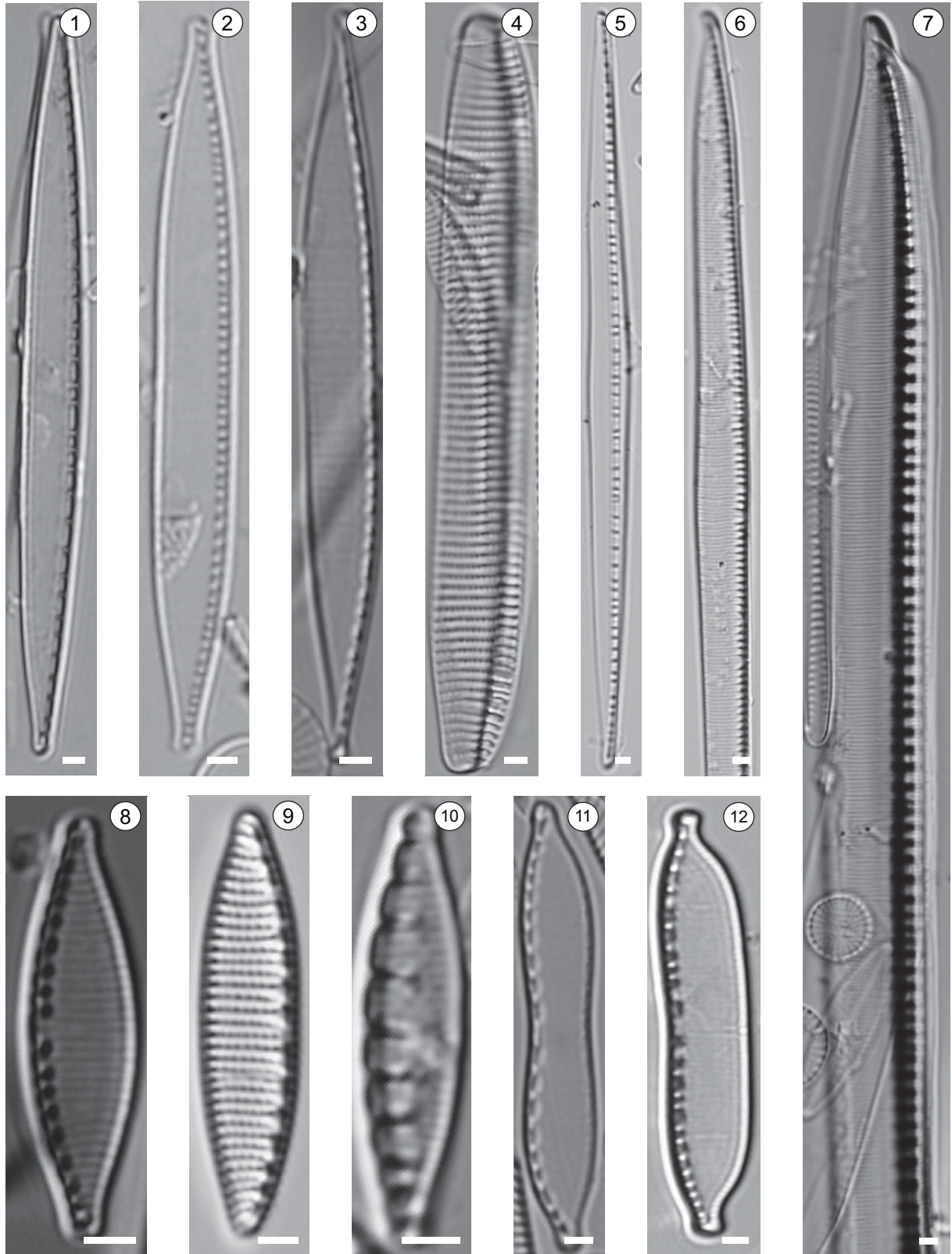
Tabule IX.: Asymetrické biraphidní II



1: *Gomphonema truncatum* Ehrenberg, 2: *Gomphonema italicum* Kützing, 3: *Gomphonema* cf. *lippertii* E.Reichardt & Lange-Bertalot, 4: *Gomphonema acuminatum* Ehrenberg, 5: *Gomphonema sarcophagus* W.Gregory, 6: *Gomphonema augur* Ehrenberg, 7: *Gomphonema brebissonii* Kützing, 8: *Gomphonema capitatum* Ehrenberg, 9: *Gomphonema micropus* Kützing, 10: *Gomphosphenia holmquistiae* (Foged) Lange-Bertalot, 11: *Gomphosphenia lingulatiformis* (Lange-Bertalot & E.Reichardt) Lange-Bertalot, 12: *Rhoicosphenia abbreviata* (C.Agardh) Lange-Bertalot

délka úsečky 2 μ m

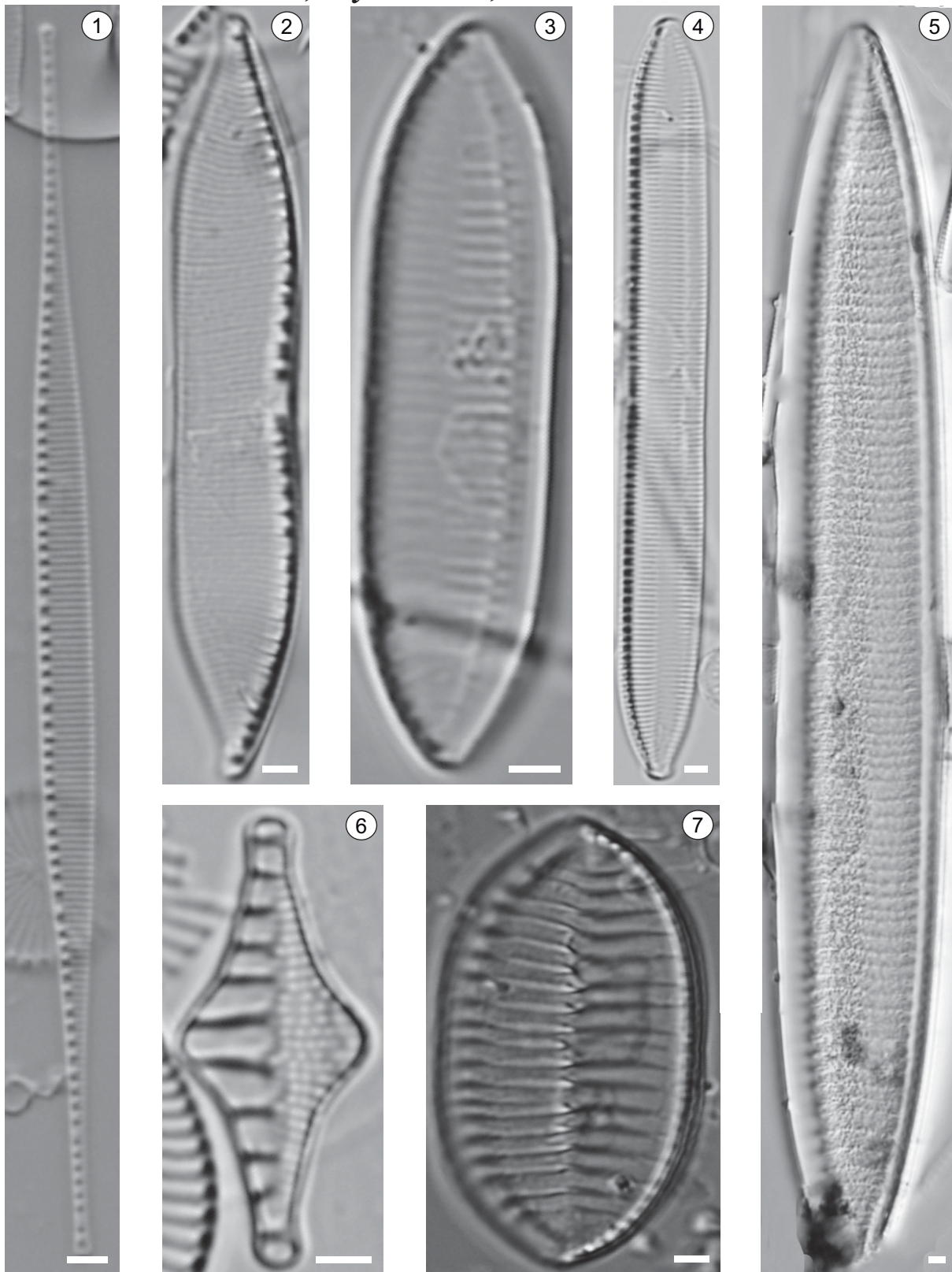
Tabule X.: *Nitzschia*, *Hantzschia*



1: *Nitzschia recta* Hantzsch ex Rabenhorst, 2: *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith, 3: *Nitzschia capitellata* Hustedt, 4: *Nitzschia brunoii* Lange-Bertalot, 5: *Nitzschia vermicularis* (Kützing) Hantzsch, 6: *Nitzschia heufleriana* Grunow 7: *Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch) W.Smith, 8: *Nitzschia fonticola* Grunow, 9: *Nitzschia amphibia* Grunow, 10: *Nitzschia solgensis* Cleve-Euler, 11: *Nitzschia brevissima* Grunow, 12: *Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow

délka úsečky 2 μm

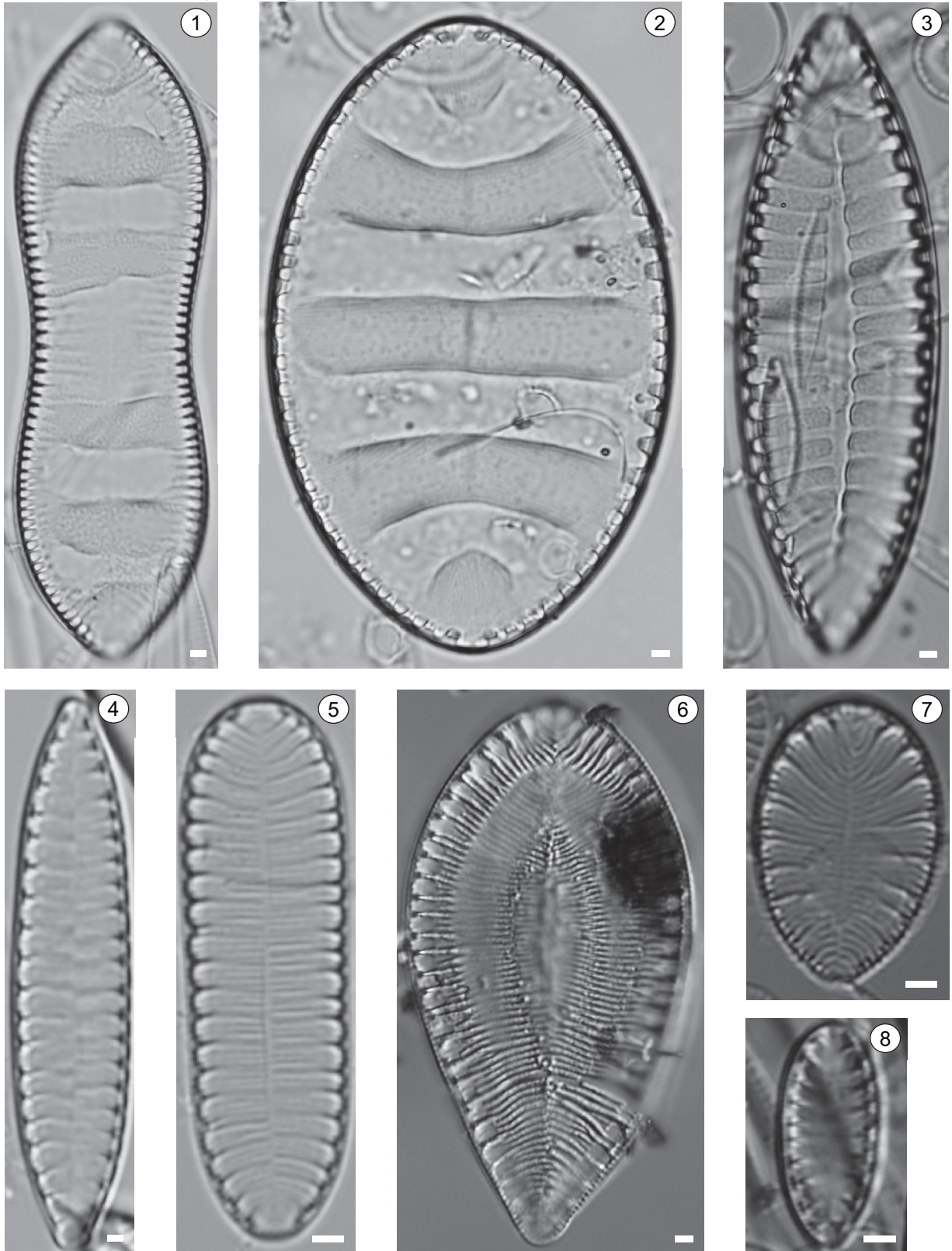
Tabule XI.: *Nitzschia*, *Tryblionella*, *Grunowia*



1: *Nitzschia subacicularis* Hustedt, 2: *Nitzschia umbonata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot, 3: *Tryblionella calida* (Grunow) D.G.Mann in Round, Crawford & D.G. Mann, 4: *Tryblionella hungarica* (Grunow) Frenguelli, 5: *Tryblionella* cf. *gracilis* W.Smith, 6: *Grunowia tabellaria* (Grunow) Rabenhorst, 7: *Tryblionella levidensis* W.Smith

délka úsečky 2 µm

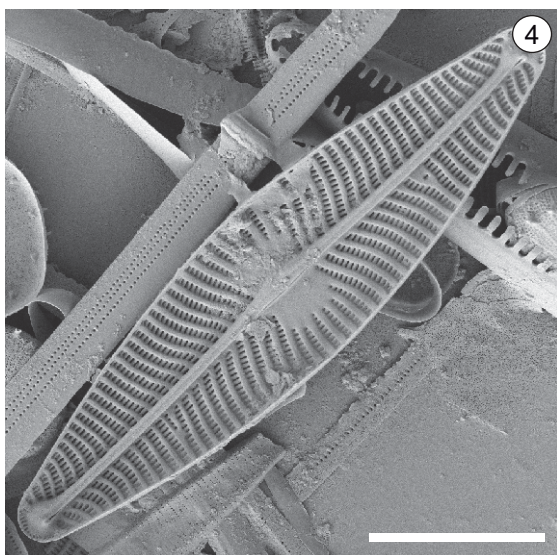
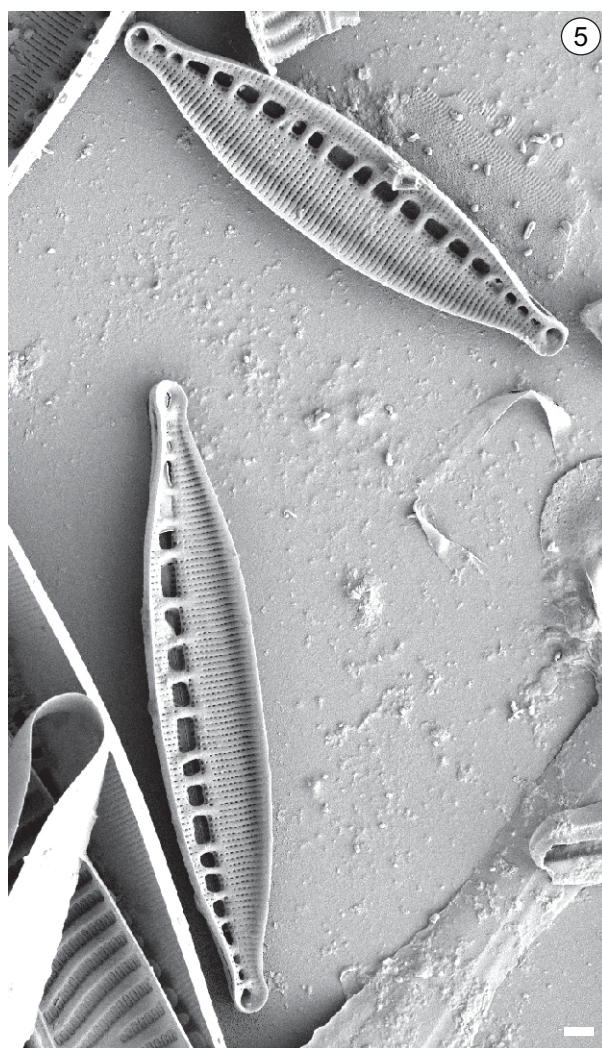
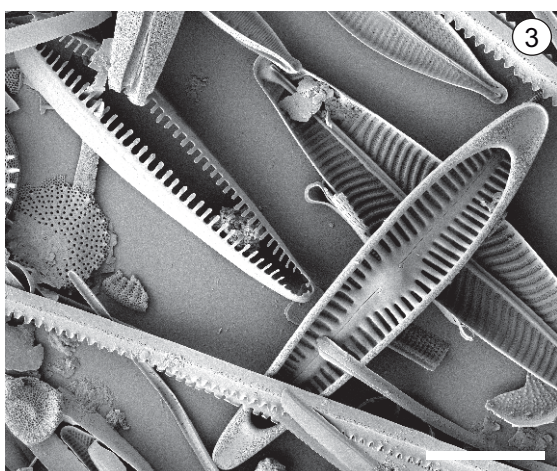
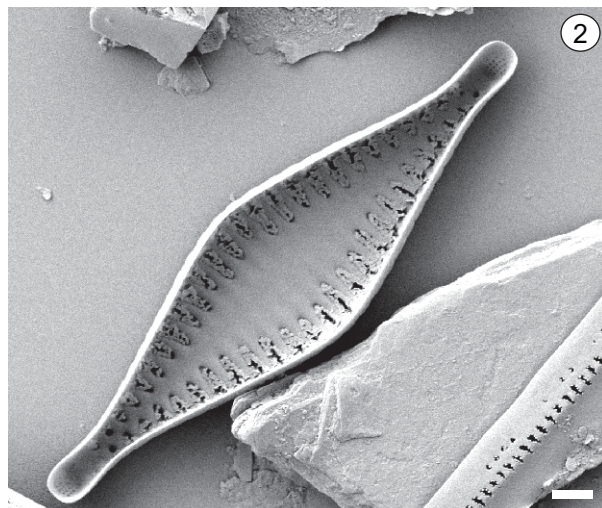
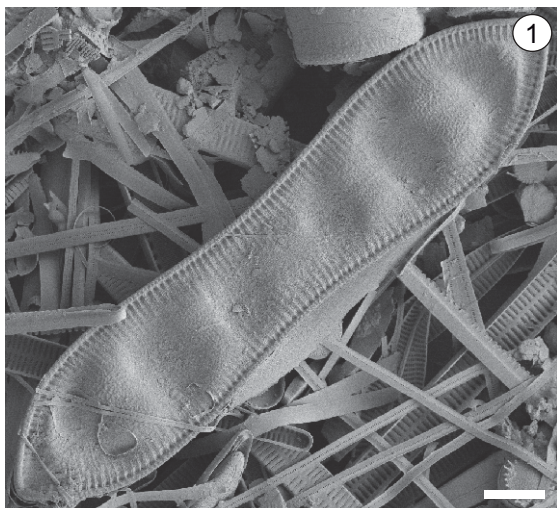
Tabule XII.: *Cymatopleura*, *Surirella*



1: *Cymatopleura solea* (Brébisson) W.Smith, 2: *Cymatopleura elliptica* (Brébisson) W.Smith, 3: *Surirella bifrons* (Ehrenberg) Ehrenberg, 4: *Surirella amphioxys* W.Smith, 5: *Surirella minuta* Brébisson ex Kützing, 6: *Surirella ovalis* Brébisson, 7: *Surirella brebissonii* Krammer & Lange-Bertalot, 8: *Surirella minuta* Brébisson ex Kützing

délka úsečky 2 μ m

Tabule XIII.: Fotodokumentace ze SEM



1: *Cymatopleura solea* (Brébisson) W.Smith, 2: *Pseudostaurosira parasitica* (W.Smith) Morales, 3: *Rhoicosphenia abbreviata* (C.Agardh) Lange-Bertalot, 4: *Navicula lanceolata* Ehrenberg, 5: *Nitzschia dissipata* (Kützing) Rabenhorst

délka úsečky 1-3: 10 μm , 4-5: 1 μm

9.2. PŘÍLOHA II.: Seznam nalezených taxonů

TAXON	1 Kokorov	2 Prádlu II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Zákava	7 Štáhlavice	8 Starý Plzeňec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Achnanthidium cf. minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	✓		✓							
<i>Achnanthidium subatomoides</i> (Hustedt) O.Monnier, Lange-Bertalot & Ector		✓								
<i>Amphipleura pellicida</i> (Kützing) Kützing			✓							
<i>Amphora lange-bertalotii</i> Levkov & Metzeltin	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow ex A.Schmidt	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Anomooneis sphaerophora</i> Pfitzer										✓
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Aulacoseira nivalis</i> (W. Smith) English & Potapova							✓			
<i>Caloneis cf. vasiljevayae</i> Lange-Bertalot, Genkal & Vekhov			✓							
<i>Caloneis lancettula</i> (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	✓	✓	✓							
<i>Cavinula</i> sp.	✓									
<i>Cocconeis cf. pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot in Werum & Lange-Bertalot										✓
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cosmineis</i> sp.						✓				
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) D.G.Mann		✓	✓		✓		✓			
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G.Mann										
<i>Craticula citrus</i> (Krasske) E.Reichardt			✓							
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann		✓	✓	✓						
<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) C.E.Wetzel & L.Ector	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cyclotephanos dubius</i> (Hustedt) Round	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cyclolella meneghiniana</i> Kützing	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith										✓
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓		✓
<i>Cymbella dorsenotata</i> Østrup			✓							
<i>Cymbella lanceolata</i> (C.Agarth) Kirchner								✓	✓	✓
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer			✓	✓				✓	✓	✓
<i>Cymbella subhelvetica</i> Krammer										✓

TAXON	1 Kokorov	2 Prádló II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Žákava	7 Štáhlavice	8 Starý Pízenec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Diatoma cf. mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing					✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Diatoma tenuis</i> C. Agardh			✓					✓		
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Diploneis fontanella</i> Lange-Bertalot		✓								
<i>Diploneis parva</i> Cleve									✓	
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	✓								✓	✓
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	✓	✓	✓		✓		✓		✓	
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	✓							✓		
<i>Encyonema cf. auerswaldii</i> Rabenhorst								✓		
<i>Encyonema lange-bertalotii</i> Krammer	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	✓	✓								
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing				✓		✓		✓	✓	✓
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G. Mann	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Encyonema vulgare</i> Krammer	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot & W. Schiller	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Epithemia cf. adnata</i> (Kützing) Brébisson										✓
<i>Epithemia turgida</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Brun						✓				
<i>Eunotia cf. curtagnowii</i> Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot	✓									✓
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles			✓							
<i>Eunotia incisa</i> W. Smith ex W. Gregory	✓									
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck		✓								
<i>Eunotia ursamaioris</i> Lange-Bertalot & Nörpel-Schempp		✓								
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Strickle & D.G. Mann			✓					✓		
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) D.G. Mann	✓		✓	✓	✓		✓			✓
<i>Fistulifera pelliculosa</i> (Kützing) Lange-Bertalot				✓			✓			
<i>Fragilaria biceps</i> Ehrenberg		✓								
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	✓					✓				
<i>Fragilaria mesolepta</i> Rabenhorst	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Fragilaria pararumpens</i> Lange-Bertalot, G. Hofmann & Werum	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Fragilaria radians</i> (Kützing) D.M. Williams & Round	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
<i>Fragilaria recapitulata</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

TAXON

	1 Kokorov	2 Prádllo II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Zákava	7 Štáhlavice	8 Starý Plzenec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Fragilariforma bicapitata</i> (Mayer) D.M.Williams & Round	✓		✓	✓		✓		✓		
<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) D.M.Williams & Round				✓						
<i>Frusulia amphipleuroides</i> (Grunow) Cleve-Euler			✓	✓	✓			✓		
<i>Frusulia erifuga</i> Lange-Bertalot & Krammer										
<i>Frusulia saxonica</i> Rabenhorst			✓							
<i>Frusulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni		✓	✓		✓	✓	✓	✓		
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	✓					✓		✓		
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg					✓					✓
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing								✓		
<i>Gomphonema capitatum</i> Ehrenberg			✓							
<i>Gomphonema</i> cf. <i>exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt				✓						✓
<i>Gomphonema</i> cf. <i>gracile</i> Ehrenberg										
<i>Gomphonema</i> cf. <i>lippertii</i> E.Reichardt & Lange-Bertalot						✓				✓
<i>Gomphonema</i> cf. <i>pseudoaugur</i> Lange-Bertalot									✓	✓
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	✓	✓			✓	✓		✓	✓	✓
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing								✓		
<i>Gomphonema minutum</i> (C.Agardh) C.Agardh	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Gomphonema pala</i> E.Reichardt		✓						✓	✓	✓
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Gomphonema sarcophagus</i> W.Gregory	✓	✓	✓	✓	✓					
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	✓	✓	✓	✓		✓		✓	✓	
<i>Gomposphenia holmquistiae</i> (Foged) Lange-Bertalot					✓			✓	✓	
<i>Gomposphenia lingulatiformis</i> (Lange-Bertalot & E.Reichardt) Lange-Bertalot										✓
<i>Grunovia tabellaria</i> (Grunow) Rabenhorst				✓				✓		
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst		✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst						✓				
<i>Gyrosigma kuetzingii</i> (Grunow) Cleve										✓
<i>Gyrosigma sciotoense</i> (W.S.Sullivant) Cleve			✓							
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov		✓			✓					
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow		✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

TAXON	1 Kokorov	2 Prádllo II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Žákava	7 Štáhlavice	8 Starý Plzeňec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Hippodamia hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	✓									
<i>Humidiphila paracantenta</i> (Lange-Bertalot & Werum) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová					✓					
<i>Chamaepimplaria</i> cf. <i>krookiformis</i> (Krammer) Lange-Bertalot & Krammer					✓					
<i>Iconella biseriatata</i> (Brébisson) Ruck & Nakov								✓		
<i>Iconella helvetica</i> (Brun) Ruck & Nakov				✓						✓
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	✓								✓	
<i>Karayevia laterostrata</i> (Hustedt) Round & Bukhtiyarova		✓			✓			✓		
<i>Karayevia ploenensis</i> (Hustedt) Bukhtiyarova				✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Lennicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Lindavia praetermissa</i> (Lund) T. Nakov			✓	✓	✓	✓				
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch ex Rabenhorst) D.G.Mann in Round, R.M.Crawford & D.G.Mann	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G.Mann in Round, R.M.Crawford & D.G.Mann			✓							✓
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	✓		✓	✓	✓	✓				
<i>Mayamaea fossalis</i> (Krasske) Lange-Bertalot					✓					
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C. Agardh	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germain		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Navicula escambia</i> (R.M.Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot				✓	✓					
<i>Navicula gregaria</i> Donkin (germanii)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Navicula lanceolata</i> Ehrenberg	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	✓							✓		
<i>Navicula radiosa</i> Kützing			✓	✓				✓	✓	
<i>Navicula reichardiana</i> Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	
<i>Navicula rostellata</i> Kützing							✓			
<i>Navicula simulata</i> Manguin					✓					
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓

TAXON

	1 Kokorov	2 Prádlo II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Žákava	7 Štáhlavice	8 Starý Plzenec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pflüzer										
<i>Neidium cf. alpinum</i> Hustedt								✓		
<i>Neidium</i> sp.					✓					
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow					✓					
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow					✓					
<i>Nitzschia brunoii</i> Lange-Bertalot					✓			✓		
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Nitzschia cf. subtilis</i> (Kützing) Grunow										
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitzschia heuseriana</i> Grunow	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			
<i>Nitzschia linearis</i> W. Smith	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith									✓	✓
<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	✓		✓		✓	✓	✓			✓
<i>Nitzschia solgensis</i> Cleve-Euler	✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓
<i>Nitzschia subacicularis</i> Hustedt	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot					✓					
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Nitzschia vermicularoides</i> Lange-Bertalot			✓							
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓
<i>Pinnularia brevissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	✓				✓					
<i>Pinnularia cf. acidicola</i> B. van de Vijver & R. Le Cohu	✓									
<i>Pinnularia cf. microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	✓		✓							
<i>Pinnularia cf. perirrorata</i>				✓						
<i>Pinnularia gibba</i> (Ehrenberg) Ehrenberg		✓		✓						
<i>Pinnularia grunowii</i> Krammer	✓									
<i>Pinnularia major</i> (Kützing) Rabenhorst	✓		✓							
<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenberg) W. Smith	✓	✓	✓						✓	

TAXON

	1 Kokorov	2 Prádllo II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Žákava	7 Štáhlavice	8 Starý Plzeňec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Pinnularia obscura</i> Krasske	✓									✓
<i>Pinnularia parvulissima</i> Krammer				✓						
<i>Pinnularia rhombarea</i> Krammer in Metzeltin & Lange-Bertalot			✓							
<i>Pinnularia</i> sp.				✓						
<i>Pinnularia</i> sp.		✓								
<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer				✓						
<i>Pinnularia subrupestris</i> Krammer	✓									
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	✓	✓		✓				✓		✓
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	✓		✓							
<i>Placoneis</i> cf. <i>anglica</i> (Ralfs) E.J.Cox			✓							
<i>Placoneis clementioides</i> (Hustedt) Cox					✓					
<i>Placoneis elginensis</i> (W.Gregory) E.J.Cox			✓							
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky			✓							
<i>Placoneis pseudanglica</i> (Lange-Bertalot) E.J.Cox		✓								
<i>Planolithidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Psammothidium bioretii</i> (H.Germain) Bukhtiyarova & Round			✓							
<i>Psammothidium lauenburgianum</i> (Hustedt) Bukhtiyarova & Round		✓								
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> (Grunow) Morales	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W.Smith) Morales	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Reimeria sinuata</i> (W.Gregory) Kociolek & Stoermer	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Sellaphora americana</i> (Ehrenberg) D.G.Mann		✓								
<i>Sellaphora bacilloides</i> (Hustedt) Z.Levkov, S.Krstic & T.Nakov		✓								
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	✓	✓	✓	✓				✓		
<i>Sellaphora laevisissima</i> (Kützing) D.G.Mann	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Sellaphora</i> sp.									✓	
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg		✓		✓						✓
<i>Stauroneis</i> cf. <i>reinhardtii</i> Grunow				✓						
<i>Stauroneis</i> cf. <i>thermicola</i> (J.B.Petersen) J.W.G.Lund							✓			
<i>Stauroneis gracilis</i> Ehrenberg	✓									
<i>Staurosira binodis</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓				✓	✓
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve & J.D.Möller	✓	✓	✓	✓	✓				✓	✓

TAXON

	1 Kokorov	2 Prádló II	3 Vrčeh	4 Zdirec	5 Zdemyslice	6 Žákava	7 Štáhlavice	8 Starý Plzeňec	9 Koterov	10 U Stadionu
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D.M.Williams & Round	✓									
<i>Stephanodiscus hantzechii</i> Grunow	✓									
<i>Surirella angusta</i> Kützing	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Surirella</i> cf. <i>amphioxys</i> W.Smith	✓									
<i>Surirella minuta</i> Brébisson ex Kützing	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson			✓						✓	
<i>Surirella</i> sp. I			✓							
<i>Surirella</i> sp. II			✓							
<i>Surirella</i> sp. III						✓				
<i>Surirella visurgis</i> Hustedt				✓		✓				✓
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	✓	✓								
<i>Tabularia fasciculata</i> (C.Agardh) D.M.Williams & Round					✓				✓	
<i>Tryblionella calida</i> (Grunow) D.G.Mann in Round, Crawford & D.G. Mann		✓		✓		✓	✓	✓		
<i>Tryblionella</i> cf. <i>gracilis</i> W.Smith			✓							
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Ulnaria levidensis</i> W.Smith										
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓