

**ЕКОЛОШКО ДРУШТВО "ЈАВОР"  
ОПШТИНА ЗРНОВЦИ**

**ЕКОЛОШКА СТУДИЈА**

**ПОДНАСЛОВ**

**ОЦЕНКА НА КВАЛИТЕТОТ  
НА ВОДИТЕ ОД РЕКА  
ЗРНОВКА И НИВНА  
ВАЛОРИЗАЦИЈА**

**ЗРНОВЦИ, 1997**

Еколошкаѡа сѡудија е  
израбоѡена од членовиѡе на  
Еколошкоѡо друшѡво "Јавор",  
оѡиѡина Зрновци:

Голчева Жаклина  
Пеѡров Никола  
Гаврилов Михаил и  
Манов Дончо

во сорабоѡка со членовиѡе на  
Инсѡиѡоѡи за биолоѡија ѡри  
Природно-математѡичкиоѡи  
факулѡетѡи во Скоѡје:

Д-р Панче Сѡојановски,  
редовен ѡрофесор на ПМФ  
Д-р Биљана Караман  
редовен ѡрофесор на ПМФ  
Д-р Свейѡслав Крсѡиќ  
доцентѡи на ПМФ  
Асс. Злаѡко Левков  
сѡручен сорабоѡник на ПМФ

*Panta rei* или сѣ шѣче сѣ се менува денес звучи многу несимистички поради тоа што човекој е главен фактор на промение. Се чини дека единствениот излез е да се почитуваат и следат природниите шекви на еволуцијата, доколку човекој има намера да остане дел од неа.



## I. ВОВЕД

Интензивниот развој на урбаната средина, како центар на индустријата и сообраќајот, индуцира силни промени на квалитетот на животната средина. Интересот за заштита на животната средина започнува да се развива во урбаните центри каде променетите еколошки фактори започнуваат да влијаат врз здравјето на човекот. Концептот на воздржан развој започнува да се јавува токму во урбаните центри и особено внимание се посветува токму на воздржаниот развој на градовите.

Урбаните центри како специфични екосистеми (урбани екосистеми) се наоѓаат под влијание на природните циклуси и се зависни од пристапноста на природните ресурси (вода, енергија, материјали) кои ги трансформираат, дел во добра, а значаен дел во форма на емисија (главно на топлотна енергија) и отпадоците ги испуштаат или акумулираат во природата. На ваков начин преработената материја и енергија врши дополнителни промени на еколошките фактори во насока на полуција (хемиска или термичка).

Особено значаен е притисокот кој се создава со енормното зголемување на човечката популација во урбаните центри како резултат на голем наталитет и особено како резултат на интензивни миграции на луѓето кон поголемите центри. Ваквата појава е маркантна во земјите со лоша демографска политика во последните 50 години, односно од источна, средна и јужна Европа. Дополнителна појава во овие центри е и неадекватно решената комунална состојба, како и состојбата со пречистувачки капацитети за индустриските отпадни материи. Ваквата ситуација доведува да урбаните средини бидат мошне осетливи центри во однос на квалитетот на животната средина и често несоодветни места за живеење на хуманата популација.

Водените биотопи претставуваат животен простор за бројни растителни и животински видови, чие егзистирање, а пред сè експресија на виталните функции преку комплексните процеси на размена на материјата и енергијата, е условено од делувањето на еколошките фактори. Комплексноста на еколошките фактори во просторен и временски поглед доведува до сложени биохемиско-физиолошки и морфолошки одговори кај живите организми. Рекциите на организмите, од најниско до највисоко ниво на организација, на промените во квалитативно-квантитативните

карактеристики на биотопот, а пред сè насочувањето на реакциите со единствена цел одржување на динамичката рамнотежа на внатрешната средина, е главна карактеристика на сите видови организми. Интензитетот на промени кои можат хидробионтите да ги толерираат зависат главно од способноста на генетичкиот материјал да го редуцира дејството на неадекватните еколошки фактори, а воедно и при оптимални услови да ги забрза метаболичките процеси. Како генетичкиот материјал, кој претставува основа за сите животни процеси во клетката, е исклучително варијабилен овозможено е постоењето на изразен диверзитет во морфолошките и физиолошките одговори на живите организми, особено при отстапувањето од оптималните еколошки услови. Ваквата карактеристика на живата материја е од огромно значење за опстанокот на живиот свет, а пред сè за искористување на различни можни патишта за адаптација кон дејството на биотичките и абиотичките фактори. Амплитудата на делување на еден фактор во чии рамки е возможно спроведување на животните процеси на даден организам означена како еколошка валенца е варијабилна за различни видови организми. Имено, одредени организми се карактеризираат со исклучително тесна еколошка валенца за одредени биотички или абиотички фактори што всушност претставува основа за воведување на поимот за биоиндикатор, односно организам чие присуство или отсуство ќе укажува на одреден степен на промени во квалитетот на животната средина.

Потребата за воведување на поимот биоиндикатор и пред сè неговата квантитативна експресија преку индикативната тежина на видовите, произлегува од практичната невозможност да се детектираат сите полутанти во хидроекосистемот. Blumer (1975) истакнува дека постојат преку 10.000 полутанти со различна физичка и хемиска природа, што ја отежнува ситуацијата за детерминирање на полуцијата и евалуација на степенот на оптоварување на екосистемот. Ваквата комплексност на хидроекосистемите, а особено речните екосистеми кои се карактеризираат со интензивни физичко-хемиски и биолошки процеси на автопурификација, довела до изнаоѓање на алтернативни решенија за естимација на интензитетот на полуција, при што како најсоодветно е користењето на биообјектите и нивните популации.



Round (1991a) ги истакнува критериумите за да одредена група организми се користи како индикатор за одредувањето на интензитетот на полуција на даден екосистем:

- присуство во целиот екосистем;
- да се карактеризираат со добро дефиниран хабитус;
- лесно да се колектираат;
- нивната таксономија да е дефинирана и да се достапни општо прифатените детерминатори и
- да реагираат на промени на еколошките фактори во екосистемот

Whitton (1995) укажува на предностите во користењето на дијатомеите во мониторингот на реките бидејќи тие претставуваат значајна репрезентативна компонента на екосистемот која е присутна пред и по внесувањето на полутантите во него; постоењето на силикатен панцир на површина на клетката чие формирање е пред се генетски детерминирано доведува да дијатомеите имаат релативно добро дефиниран хабитус; тие се поосетливи кон промени на физичко-хемиските фактори, а особено кон дејството на токсичните материи за разлика од животните; и нивното користење за бројни експерименти и екотоксиколошки тестови не доведува до етички проблеми.

## II. ДИЈАТОМЕИ И НИВНА АПЛИКАТИВНОСТ ВО МОНИТОРИГ НА РЕЧНИ ЕКОСИСТЕМИ

Постоењето на природна сукцесија на дијатомејските таксони, предизвикана од просторно временските флукуации на еколошките фактори била основа во хидробиолошките истражувања кои примарно биле ориентирани во утврдување на биодиверзитетот и абундантноста на видовите во хидроекосистемот. Првичните обиди за класифицирање на водата со помош на биоиндикатори се направени од Cohn (1870) и Mez (1898) кои за прв пат ги делат организмите на класи кои се во релација со интензитетот на полуција. Наредните публикации кои се однесуваат на класификацијата на водите произлегуваат од Kolkwitz & Marson (1902, 1908, 1909), базирана на оксидабилноста на органските материи, која подоцна е дообработена (Kolkwitz, 1935). Ваквата тенденција е продолжена и од Liebmann (1951, 1962) и

Thienemann (1951) како резултат на што произлегува систем на сапробни организми означен како Kolkwitz-Marson-Liebmann - ов систем.

Особено значајни се истражувањата спроведени од Sladeček (1973), кој сумирајќи ги своите и истражувањата на други автори, дава доста обемен, во соодветните степени на полуција на природните и отпадните води, како и доста богат список на таксони од различни систематски категории, кои се карактеристични за одредени класи на физичко-хемиските параметри. Воедно, покрај сапробниот индекс се истакнува и индикативната тежина на таксонот, како мерка за веројатноста за појавување на одреден таксон во услови на различен степен на полуција и сигурноста на индикаторските особини.

Подоцнежните истражувања, базирани на синеколошки принципи, овозможува добивање на податоци за одговорите на дел од хидробиоценозата како резултат на делување на еден или комбинација од повеќе полутанти. Овие публикации се однесуваат на поделбата на таксоните на толерантни кон полуција и таксони карактеристични за природни екосистеми (нетолерантни видови), со што се избегнува поимот биоиндикатор во класична смисла, т.е. во однос на Kolkwitz-Marson-Liebmann - овој систем на биоиндикатори. Особено значајна доза на критика на овој систем дава Lange-Bertalot (1978, 1979) кој смета дека “дијатомеите се принципиелно несоодветни за индикаторски организми во класична смисла” туку “квантитативно-квалитативните анализи на дијатомејските асоцијации покажуваат карактеристична динамика која е резултат на специфични промени во квалитетот на водата”.

Покрај класификацијата во однос на толерантноста, од понов датум е и класификацијата на Watanabe (1986, 1988) кој дијатомеите ги дели на сапрофилни, еурисапробни и сапроксени врз основа на што е базирана естимацијата на квалитетот на водата преку Дијатомејскиот Индекс на Полуција (DAI<sub>po</sub>).

Homer & Soulbis (1980) објаснувајќи го проблемот со класификацијата на водите во Англија, истакнуваат дека главен арбитер за било каков испуст треба да е биообјект, особено дијатомеи, а не хемиска анализа. Hewkes (1982) смета дека “единствен начин да се утврдат било какви промени настанати под антропогено влијание е биолошкиот надзор (мониторинг)”.



Најважната задача на сапробиолошките истражувања е да воспостави можност за мониторинг на ирегуларни и неочекувани флукуации во еколошките фактори во хидроекосистемот во тек на подолг временски период. Watanabe (1981), истакнува дека дијатомеите претставуваат најсоодветен, а воедно и одличен индикатор за нумерички мониторинг на полуцијата на хидроекосистемот.

Можат да се аплицираат два основни пристапи за користење на дијатомеите во мониторингот на хидроекосистемот: видов - специфичен и асоцијација - специфичен одговор кон еколошки стрес, Rott (1991). Прогресот и понатамошната употреба на видовиот специфичен одговор главно е поврзана со теренска и особено лабораториска работа за одредување на прагот на сензитивност на одредени таксони од различни систематски категории кон одредени полутанти. Ваквиот пристап со развојот на методиките на молекуларната биологија станува се позначаен во детекција на сосем мали, но чести или континуирани дози на инпут на полутанти, како и во одредувањето на просторните и временските граници на ефектот на полуцијата на хидроекосистемот. Фосфатазите, како ензими кои вршат хидролиза на органски фосфати, преку промена на својата активност во специфични услови претставуваат значајни показатели на квалитетот на водата, особено при промените во концентрацијата на металните катјони како што се Na, K, Ca, Mg, и Zn (Whitton et al 1990), како и на фосфатите (Islam & Whitton 1992). Ензимските методики за детерминација на интензитетот на полуција даваат мошне прецизни податоци за функционалната состојба на екосистемот, особено неговите автопурификациски способности, но сепак поради високите трошоци и скапата апаратура се несоодветни за чест мониторинг на хидроекосистемот.

Како подостапна методика за добивање на валидни податоци за мониторингот е користењето на сложени математички релации за утврдување на корелациските односи меѓу одреден таксон и физичко-хемиските параметри. Овој пристап може да биде користен и од луѓе кои не се специјалисти за дијатомеите, поради тоа што може да бидат пратени бројните состојби на популациите само на неколку таксони во однос на вкупниот број на единки во асоцијацијата.

Вториот пристап кон просторно-временската детерминација на полуцијата е употребата на т.н.р. специфичен одговор на асоцијацијата,



односно промени во составот на доминантните видови како резултат на еколошки стрес. Ваквиот пристап е доста прифатен од дијатомолозите и се смета како најсоодветен, бидејќи примената на квантитативните методи во мониторинг на речен екосистем е екстремно тешка, Wegl (1983). Round (1991b) коментира дека ваквиот пристап, поради можност за компарирање на резултатите и нивна правилна интерпретација, бара поставување на стандардна техника на колектирање на материјал и пред се на броење на дијатомејските фрстули.

### III. ДЕФИНИЦИЈА НА САПРОБНОСТ

Поимот на сапробност е предложен од Srámer-Hušek (1956): Хипер или полисапробноста означува карактеристики на воден екосистем, кои се манифестирани со присуството на адекватни сапробни организми (сапробионти). Според Sladeček (1961) “сапробноста е карактеристика на водениот биотоп базирана на составот и развојот на сапробни заеници”. Со цел стандардизација на хидробиолошките анализи претходната дефиниција е адаптирана: “Сапробноста е комплекс на физиолошки својства на организам условен од неговата способност за развој во воден екосистем, покажувајќи одредена содржина на органска материја, на одреден степен на полуција”. Zelinka & Marvan (1966) ја дефинираат сапробноста како “поим за одредени еколошки состојби за рефлексивна комбинација фактори како што се концентрација на кислород, хранливи материи, исхрана и токсичност, кои се изразени во одредена околина и овозможува одредени интраспецифични релации”. Elster (1967) смета дека “примарниот фактор на сапробност претставува вредност и интензитет на декомпозиција на органски материи”, понатаму сапробноста е еднаква на степен на декомпозиција.

Kasper & Karbe (1966) ја дефинираат сапробноста како “интензитет на декомпозиција на мртви органски материи”.

Sladeček (1973) истакнува дека за подобро дефинирање на поимот на сапробност неопходно е да се даде подолг опис во однос на кратко и децидно објаснување. Имено, сапробност е биолошка состојба на водените екосистеми во однос на големината и интензитетот на декомпозицијата на органските материи од автохтоно, како и алохтоно потекло. Како последица на

промените на многу абиотички и биотички фактори во временски и просторен аспект, сапробноста се развива во два основни правци индицирани од сукцесијата на карактеристичните заедници. Еутрофикација и полудија претставуваат однос меѓу процеси на деградација на алохтоно внесените органски материи и автопурификацијата и процесите на инпут на отпадни материи од страна на антропогениот фактор. Основна мерка за сапробноста претставуваат заедниците (асоцијациите) и правецот на процесите кои ги индицираат. Сапробните степени се во релација со кислородниот режим, вредноста, односно количината на декомпозитори кои учествуваат во процесите на оксидација на органските материи, како и различни еколошки фактори. Токсичноста, радиоактивноста и некои физички лимитирани фактори се независни од сапробноста и се интерферираат со нив. Независно од активноста на живиот свет во хидроекосистемот, сапробноста опфаќа вкупна сума на сите метаболички процеси кои се антитези на примарната продукција, така што води кон загуба на потенцијална енергија. Мерењето на тие процеси ќе овозможи пресметување на сапробно ниво на физиолошки основи.



## IV. САПРОБНИ КЛАСИ

Индикатор на загадување	о-олигосапробни незагадени води)	β - мезосапробни води (силно загадени води)	α-мезосапробни (загадени води )	ρ- полисапробни води (силно загадени води)
конц. на O <sub>2</sub> (mg/l)	>>9	9-6	6-2	2-0
O <sub>2</sub> сатурација (mg/l)	100-90	90-50	50-30	30-0
ХПК	0-50	50-150	150-300	>300
NH <sub>3</sub> (mg/l)	0	0-0.3	0.3-1.0	>1.0
PO <sub>4</sub> (mg/l)	0	0-0.3	0.3-1.0	>1.0
H <sub>2</sub> S (mg/l)	0	0-1	1-8	>8
SO <sub>4</sub> (mg/l)	0	0-10	10-50	>50
CN (mg/l)	0	0-0.01	0.01-0.05	>0.05
Cr (mg/l)	0	0-1.3	1.3-2	>2
Cu (mg/l)	0	0-0.01	0.01-0.1	>0.1
Pb (mg/l)	0	0-0.05	0.05-0.1	>0.1
феноли (mg/l)	0	0-0.1	0.1-1.0	>1.0

Првата класа на сапробност означена како олигосапробност (о) се карактеризира со присуство на исклучително мали концентрации на растворени, како биогено важни, така и полуциски материи. Водата е бистра, ладна и со сино зелена боја. Дното најчесто е прекриено со макрофитска вегетација (мовови) и отсуствува формирање на органски седимент.

Поради ниската содржина на биогено важни елементи примарната продукција се одликува со ниска стапка. Биоценозите се составени од голем диверзитет на видови, застапени во мали популации. Изразена доминантост во поглед на застапеноста на еден или неколку вида не се јавува.

Во рамки на втората класа на сапробност, означена како β-мезосапробност (β), поради зголемувањето на концентрациите на биогено важните елементи, продукцијата на видовите се одликува со зголемена стапка. Водата сеуште е бистра, но се јвува повремено благо заматување како

резултат на суспензија на честички, главно од неорганско потекло. Органски седимент не се јавува како резултат на аеробните процеси на разложување на органските материи од страна на бактериските популации. Количината на продуцирана биомаса е поголема, а бројот на видови кои се среќаваат во биоценозите најчесто е нешто поголем во однос на водите со олигосапробен степен на полуција.

Третата класа на сапробност, односно  $\alpha$  - мезосапробност претставуваат загадени води. Во оваа зона се разградуваат аминокиселини и масни материи, заради што често крајните метаболити како што се  $\text{NH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  и  $\text{H}_2\text{S}$  се застапени во поголеми концентрации. Количината на растворен кислород се зголемува во текот на денот со фотосинтетска активност на автотрофните организми, додека во текот на ноќта (како фотосинтетски неактивен период) неговата количина опаѓа. Се јавува богат органски седимент во кој често можат да се забележат агломерации на габи и долги кончести бактерии. На камењата се забележува изразено присуство на макроскопски потолерантни видови како што е *Cladophora*, како и развој на епилитски и аерофитски асоцијации на цијанофицеи. Водата најчесто непирјатно мириса, како резултат на ослободувањето на продуктите на разградувањето на протеините и масните материи ( $\text{NH}_4$  и  $\text{H}_2\text{S}$ ). Количината на бактериите во водата е значително зголемена. Алгалната продукција се карактеризира со поголеми вредности, но квалитативниот состав е претставен од мал број видови, а воедно изразена е доминацијата на еден или неколку потолерантни таксони кон полуција. Останатиот дел од алгалната ценоза главно е претставен со видови кои се застапени со слаби популации.

За полисапробниот степен на полуција карактеристично е присуството на органски материи со големи молекулски маси во водата. Процесите на аеробно и разложување на органските материи се исклучително интензивни со искористување на кислородот и создавање на повремени анаеробни услови. Протеинските молекули се разградуваат само делумно, па пептидите и пептоните често се застапени. Водата е матна, со валкано сива боја поради присуството на значајни количини на бактерии и колоиди, и со непријатен мирис. Дното и камењата се препокриени со кафеави маси од габи, а чести се кончестите талуси на бактеријата *Sphaerotilus natans*. Епилитските заедници главно се претставени со видови од *Cyanophyta*, а поретко од *Chlorophyta*. Алгалната продукција е исклучително голема, но бројот на видови во



алгалните заедници е силно редуциран т.е. најчесто се среќаваат само мал број видови најтолерантни кон полуција со изразена доминантност.

## V. МЕТОДИ ЗА ИСПИТУВАЊЕ НА РЕЧНИ ЕКОСИСТЕМИ

Методите кои се користат за добивање на валидни еколошки податоци за влијанието на полуцијата врз живиот свет во хидроекосистемите можат да се поделат:

### 1) Физичко-хемиски анализи

Во сапробиолошките истражувања, резултатите добиени со испитување на физичко-хемиските параметри претставуваат појдовна точка за детерминирање на интензитетот на антропогениот притисок, изразен преку алохтониот инпут на материи со различни хемиски и физички карактеристики. Податоците од овие анализи, претставуваат релативен показател за интензитетот на полуцијата (Starzecka et al. 1979, Whitton 1991), и често не ја презентираат вистинската состојба со еколошката ентропија, особено изразена кај речните екосистеми, како резултат на динамичните физичко-хемиските и биолошките процеси кои се одвиваат во екосистемот. Изборот на соодветна комбинација на физичко-хемиски анализи е условен од претпоставените квалитативни и квантитативни карактеристики на алохтониот инпут на материи во соодветниот екосистем, како и расположливата електронска и лабораториска опрема.

### 2) Микробиолошки анализи

Податоците кои се добиваат со одредување на број и биомаса на бактериските популации во хидроекосистемите претставуваат мошне значаен показател на сапробиолошката и санитарната состојба (Starzecka, 1979). Утврдувањето на постоење на статистичко значајна корелација меѓу бактериската биомаса и физичко-хемиските параметри (Ostrowski, 1976, Pasternak & Starzecka, 1979, Krstić et. al 1995, 1996) ги поставува микробиолошките анализи како мошне валидни показатели за полуцијското ниво, поради што естимациите на различни бактериски физиолошки групи се поставени во класификации за квалитет на водите при мониторинг на хидроекосистемите (Starzecka & Pasternak, 1979). Исклучително важни се податоците добиени со анализите на колиформните бактерии (*E. coli* и др.)

кои претставуваат директни показатели за присуството на испусти на отпадни материи од фекално потекло, односно претставуваат индикатори за негативно влијание на урбаната средина врз еколошките услови во екосистемот.

### 3) Алголошки анализи

Истражувањата на алгалната микрофлора со особен осврт на дијатомејските таксони кои завземаат значајно место во одредувањето на квалитетот на водата претставуваат извор на валидни податоци за интензитетот на антропогениот притисок. Пристапот кон алголошките анализи се изменувал преку одредување на диверзитетот и абундантоста на таксоните (Lange-Bertalot, 1978, 1979), преку одредување на биомасата и продуктивноста (Barry et al. 1989), до пратење на физиолошките карактеристики при акумулирање на биогено важни елементи (Hellebust, 1977), тешки метали и токсиканти (Rai et al. 1981) и генитичка варијабилност на алгалните популации (Lewin 1976). Методолошките проблеми кои се јавуваат при овие истражувања претставуваат едни од најзначајните, а често и единствено ограничувачки за практична примена во сапробиологијата. Поради низа проблеми при одредувањето на вкупната биомаса на алгите за биокласификација и пред сè, мониторинг на речните екосистеми (присуството на органскиот седимент на дното, променливиот водостој, често препокривање со макрофитска вегетација на вештачките подлоги), најчесто во одредувањето на интензитетот на антропогено индуцираните промени на хидрекоекосистеми се користи одредување на видовиот состав на дијатомејските асоцијации и релативната застапеност на доминатните таксони во асоцијацијата (Round, 1991b).



## VI. РЕЗУЛТАТИ

Таб. 1 Утврдени физичко-хемиски параметри во реката Зрновка

параметри \ мерно место	T1	T2	T3
Температура на H <sub>2</sub> O	8.2	6.2	6.6
pH вредност	7.32	7.0	6.82
Концентрација на O <sub>2</sub> (mg/l)	14.2	16.1	15.3

Табела 2. Утврдени дијатомејски таксони во реката Зрновка

Таксон	T1	T2	T3
<i>Melosira varians</i> Agardh	+	+	+
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.			+
<i>Meridion circulare</i> Agardh			+
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehr.)Kütz.		+	+
<i>Diatoma vulgare</i> Bory			+
<i>Ceratoneis arcus</i> (Ehr.)Cl.	+	+	+
<i>Fragillaria capucina</i> Desmazieres	+	+	+
<i>Fragillaria capucina</i> var. <i>capitellata</i> (Grun.)L-B.	+		
<i>Fragillaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.)L-B.	+	+	
<i>Fragillaria intermedia</i> Grun.	+	+	
<i>Fragillaria construens</i> f. <i>construens</i> (Ehr.)Grun.			+
<i>Synedra ulna</i> var. <i>oxyrhynchus</i> (Kütz.)L-B.	+		
<i>Synedra ulna</i> var. <i>ulna</i> (Nitzsch)L-B.	+	+	+
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.			+
<i>Achnanthes hungarica</i> Grun.			+
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i> (Breb.)Grun.	+	+	+
<i>A. lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i> var. <i>boyei</i> (Oest).L-B.		+	+
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>gracillima</i> (Meister)L-B	+	+	+
<i>Cocconeis disculus</i> (Sch.)Cleve.	+	+	+
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	+	+	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	+		+

Таксон	T1	T2	T3
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> Ehr.	+	+	+
<i>Rhoicosphaenia abbreviata</i> Kütz.	+	+	+
<i>Navicula capitata</i> Ehr.	+	+	
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	+	+	+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lang-Bertalot	+	+	+
<i>Navicula decussis</i> Ostrup	+	+	
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs	+	+	
<i>Navicula expecta</i> Van Lindigham			+
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	+		
<i>Navicula lanceolata</i> (Ag.) Ehr.	+	+	+
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	+		
<i>Navicula mutica</i> Kütz.		+	+
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	+		+
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	+	+	
<i>Navicula rhyncephala</i> Kütz	+	+	
<i>Navicula tripunctata</i> (O.Müll.) Bory	+	+	+
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	+	+	
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr			+
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cl.	+	+	
<i>Diploneis petersenii</i> Hustedt	+		
<i>Stauroneis smithii</i> Grun.		+	
<i>Amphypleura pelucida</i> Kütz.	+	+	+
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni		+	+
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	+		
<i>Cymbella ceaspitosa</i> (Kütz.) Brun.	+		+
<i>Cymbella cistula</i> (Ehr.) Kirchner			+
<i>Cymbella helvetica</i> Kütz.		+	+
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenh.		+	+
<i>Cymbella sinuata</i> Kütz.	+		+
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleich in Rabenh.	+	+	+
<i>Amphora pediculus</i> Kütz.	+		+
<i>Amphora montana</i> Krasske			+
<i>Gomphonema angustatum</i> Agardh.	+	+	



Таксон	T1	T2	T3
<i>Gomphonema minutum</i> Agardh			+
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Bréb.			+
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	+	+	
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	+		+
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehr.	+		
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cl.		+	
<i>Pinnularia interrupta</i> W. Smith			+
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl.	+	+	
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory		+	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehr.	+	+	
<i>Nitzschia brevissima</i> Grun.	+		
<i>Nitzschia calida</i> Grun.			+
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	+		
<i>Nitzschia dissipata</i> Kütz.	+	+	+
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i> (Hantzsch.) Grun.	+		+
<i>Nitzschia fonticola</i> Chohnoky	+	+	+
<i>Nitzschia homburgensis</i> Lange-Bertalot			+
<i>Nitzschia hungarica</i> Grun.		+	
<i>Nitzschia linearis</i> (Ag.) W. Smith	+	+	+
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) Ehr.	+	+	
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>delognei</i> (Grun.) L-B.		+	
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> Grun.	+		
<i>Hantzschia amphyoxyis</i> (Ehr.) Grun.	+	+	+
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.			+
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	+		+
<i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kütz.	+		
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Müll.	+		
<i>Surirella angusta</i> Kütz.	+	+	+
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Kramm. & L-B.		+	

Таб. 3. Листа на утврдени биоиндикатори и нивни индикативни тежини во реката Зрновка (според Сладечек, 1973)

Таксон	Сапробен индекс	Индикативна тежина
<i>Melosira varians</i> Agardh	$\beta$	2
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	$\rho$	3
<i>Meridion circulare</i> Agrardh	$\sigma$	3
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehr.)Kütz.	$\sigma$	4
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	$\beta$	2
<i>Ceratoneis arcus</i> (Ehr.)Cl.	$\sigma$	3
<i>Fragillaria capucina</i> Desmazieres	$\sigma-\beta$	3
<i>Fragillaria construens</i> f. <i>construens</i> (Ehr.)Grun.	$\sigma$	2
<i>Synedra ulna</i> var. <i>ulna</i> (Nitzsch)L-B.	$\beta$	1
<i>Achnanthes hungarica</i> Grun.	$\alpha$	4
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i> (Breb.)Grun.	$\sigma-\beta$	2
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>gracillima</i> (Meister)L-B	$\sigma$	4
<i>Cocconeis disculus</i> (Sch.)Cleve.	$\sigma$	3
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	$\beta$	3
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	$\sigma-\beta$	1
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> Ehr.	$\beta$	2
<i>Rhoicosphaenia abbreviata</i> Kütz.	$\beta-\alpha$	2
<i>Navicula cryptotenella</i> Lang-Bertalot	$\sigma$	3
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory)Ralfs	$\sigma-\beta$	1
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	$\beta$	3
<i>Navicula lanceolata</i> (Ag.)Ehr.	$\beta$	2
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	$\beta-\alpha$	3
<i>Navicula mutica</i> Kütz.	$\alpha-\beta$	1
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	$\beta$	4
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	$\beta$	3
<i>Navicula rhyncephala</i> Kütz	$\alpha$	4
<i>Navicula tripunctata</i> (O.Müll.)Bory	$\beta$	3
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.)Ehr	$\alpha$	4



Таксон	Сапробен индекс	Индикативна тежина
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	$\alpha$	4
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	$\alpha$ - $\beta$	4
<i>Cymbella cistula</i> (Ehr.) Kirchner	$\beta$	4
<i>Cymbella helvetica</i> Kütz.	$\alpha$	3
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenh.	$\beta$	1
<i>Gomphonema angustatum</i> Agardh.	$\alpha$	3
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Bréb.	$\beta$	1
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	$\rho$	4
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	$\beta$	4
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cl.	$\alpha$	3
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl.	$\beta$	4
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	$\alpha$	1
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehr.	$\beta$	5
<i>Nitzschia dissipata</i> Kütz.	$\alpha$ - $\beta$	3
<i>Nitzschia fonticola</i> Cholnoky	$\alpha$	3
<i>Nitzschia hungarica</i> Grun.	$\alpha$	5
<i>Nitzschia linearis</i> (Ag.) W. Smith	$\alpha$ - $\beta$	3
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) Ehr.	$\beta$	4
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	$\alpha$	5
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	$\beta$	1
<i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kütz.	$\beta$	1
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Müll.	$\beta$	1
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Kramm. & L-B.	$\beta$	3

Зголемените концентрации на кислород, хиперсатурација, се должи главно на ниските температури на водата, што доведува до зголемена физичка растворливост и намалени аеробни декомпозициски процеси на хетеротрофните бактериски популации. Воедно, значајната примарна продукција на дијатомеите при пониски температури, од своја страна овозможува преку интензивирање на процеси на фотосинтеза, да се зголеми вредноста на концентрацијата на кислород и над вредноста за максимално физички растворлив кислород. Вредноста на електрохемиската реакција (pH вредноста) на водата се движи главно во рамките на нормалните вредности за природни екосистеми, но сепак е нешто пониска поради зголемената концентрација на растворен  $\text{CO}_2$ , што претставува типична карактеристика на водените екосистеми на средна и јужна Европа, но и најверојатно поради присуство на минерали во подлогата кои постојано се дренираат од страна на реката.

Резултатите добиени со истражувањата на дијатомејската микрофлора, на трите мерни места на реката Зрновка, укажуваат на постоење на специфични разлики како во однос на квалитативниот состав, така и во однос на доминантноста на видовите. Имено, мерното место T1- пред хидроцентралата се карактеризира со микрофлорен состав во кој доминираат таксоните: *Cocconeis pediculus*, *Cocconeis placentula var. euglypta*, *Rhoicosphaenia abbreviata*, *Navicula lanceolata*, *Navicula tripunctata* и *Nitzschia dissipata*. Ваквата заедница главно е карактеристична за води со  $\beta$ - $\alpha$  мезосапробен степен на полуција, (Krstić et al., 1997). Ваквата ситуација се потврдува и со значителната абундантност на *Synedra ulna*, *Synedra ulna var. oxyrhynchus*, *Navicula decussis*, *Navicula menisculus*, *Navicula rhyncephala*, *Navicula viridula var. rostellata* и *Nitzschia linearis*, како видови типични за повисоки степени на сапробност. Развојот на слаби популации на *Gomphonema parvulum*, како вид кој припаѓа на групата на најтолерантни видови кон полуција (Lange -Bertalot, 1979; Watanabe, 1988; Van Dam, 1994; Patrick and Pavalage, 1994) укажува на интензивен, негативен притисок во тој дел од реката.

Утврдувањето на *Epithemia adnata*, *Epithemia turgida*, *Rhopalodia gibba*, како видови кои се ацидофилни и видови карактеристични за води со изразена еутрофикација - како што се високопланински еутрофни езера, тресетишта на повисоки надморски висини, само дополнително го истакнува негативното влијание на човекот во самиот изворишен регион.

Појава на видот *Nitzschia brevissima* кој претставува доста чест вид во бракични води укажува на високата концентрација на растворени соли во водата на



реката Зрновка. Ваквата претпоставка се поткрепува и со присуството на портокалово обоената, кончеста бактерија *Leptotrix ochacea* Kütz. која е хемоавтотрофна бактерија која својот анаболизам го базира на оксидација на железните соли. Нејзиното значајно присуство во регионот пред хидроцентралата го истакнува значајното присуство на железните соли во речниот екосистем. Воедно Sladeček (1973) ја истакнува и како  $\beta$  мезосапробен индикатор.

Мошне значајна е измената во видовиот состав во рамки на родот *Cocconeis*. Имено, во подрачјето на речниот екосистем пред хидроцентралата, доминантен вид е *Cocconeis pediculus* ( $\beta$ - мезосапробен индикатор, Sladeček, 1973.), додека во изворишниот дел повеќе би се очекувало присуството на *Cocconeis placentula* како типичен и доминантен вид во олиготрофните води, како што е изворишниот дел на реката Вардар (Крстиќ, 1995). Ваквите очекувања се покажаа за доминантноста на *Cocconeis placentula* во епифитските и епилитските заедници во овој дел од екосистемот се покажаа како неточни, бидејќи истито е претставен со исклучително слаби популации. Воедно, и *Ceratoneis arcus*, како типичен епифитски вид кој често се среќава во планинските потоци во централна и јужна Европа (Kaweska 1980, 1981) во истражуваното подрачје е застапен со исклучително слаби популации. Исто така, отсуството на видот *Frustulia vulgaris*, типичен олигосапробен индикатор, на мерното место T1, и неговото присуство на останатите две мерни места, укажува на индуцирана и пред сè исфорсирна измена во видовиот состав во која популациите на нетолерантите видови се заменети со популации на толеранти видови кон полуција.

Но, и покрај доминантноста на видовите кои се адаптирани кон повисоки степени на полуција, во видовиот состав на подрачјето на речниот екосистем пред хидроцентралата се јавуваат, иако во послаби популации, и видови карактеристични за природни екосистеми без изразено антропогено влијание, како што се *Achnanthes minutissima* var. *gracillima* вид карактеристичен за исклучително чисти високопланински потоци богати со карбонати (Шар Планина, Љуботен); *Amphipleura pelucida* - космополитски вид типичен олигосапробен индикатор, главно присутен во карбонатни води или води со средна содржина на соли; *Nitzschia fonticola* - широко распространет вид во водени екосистеми на олигосапробен степен на полуција (Крстиќ et al., 1996).

Сепак, една од најзначајните карактеристики на регионот на екосистемот на реката Зрновка пред хидроцентралата е утврдувањето на исклучително ретки популации на видот *Diploneis petersenii* кој досега не беше наведен за микрофлората на Македонија, односно реката Зрновка претставува прв локалитет во Македонија на кој досега е регистриран овој вид. Имено, *Diploneis petersenii* е нордиско-алпски вид, односно, распространет главно во северните региони на Европа (Исланд,



Финска, Норвешка) и високите планински масиви (Алпи и Пиринеи), Lange-Bertalot (1986). Неговото присуство во речниот екосистем во слаби популации укажува на драстичните измени во микрофлорниот состав на реката Зрновка како резултат на негативното делување на антропогениот фактор.

Мерното место по хидроцентралата на реката Зрновка се карактеризира со изменет како квалитативен состав на дијатомеи, така и во однос на абундантноста на доминантните таксони. Видовиот состав утврден во овој регион од речниот екосистем се карактеризира со доминантност на следните таксони: *Nitzschia hungarica*, *Navicula decussis*, *Navicula tripunctata*, *Cymbella helvetica*, *Cocconeis pediculus*, *Amphipleura pelucida* и *Frustulia vulgaris*. Ваквиот состав на микрофлората целосно ја потврдува хаотичната состојба во која се наоѓа екосистемот на реката Зрновка. Имено, појавата на зголемени популации на *Nitzschia hungarica*, како вид исклучително толерантен кон полуција (Sladaček, 1973; Lange-Bertalot, 1979, Patrick and Pavalage, 1994), во овој дел укажува на интензивен антропоген притисок во овој дел, најверојатно како резултат на депонирање на цврст комунален отпад со органско или неорганско потекло. Зголемената абундантност на *Cymbella helvetica*, вид чиј развој е лимитиран од концентрацијата на растворени азотни соединенија (Nakansson, 1993), ја поткрепува претпоставката за присуство на постојан извор на полуција во регионот. Воедно и присутвото на таксони типични за асоцијации кои индицираат  $\beta$ - $\alpha$  мезосапробен степен на полуција претставува своевиден доказ дека состојбата со речниот екосистем не само што се подобрува, туку напротив еколошките услови во реката се изразено негативни.

Од друга страна, развојот на типичните олигосапробни индикатори како што се *Amphipleura pelucida* и *Frustulia vulgaris* во поголеми популации укажува на релативно стабилни еколошки услови без изразени флукуации во вредностите на физичко-хемиските параметри. Но, појавата на таксони кои индицираат олигосапробен степен на полуција во услови на поинтензивен антропоген притисок најчесто е резултат на способноста на одредни таксони за адаптација. Тоа е утврдено за видот Фрустулиа вулгарис која според Nakansson (1993), е алкалифилен вид, додека според Cholnoky (1968), оптимална рН вредност за развој на видот е околу или под 6, а масовно се развива при рН од 5-6 (Nielsen 1956).

Овие видови преживувајќи го полуцискиот стрес индуциран од страна на антропогениот фактор, успеваат да се адаптираат на ново настанатите исфорсирани услови и да започнат да се развиваат во позначителни популации. Тоа всушност ја истакнува флексибилноста на живиот свет во поглед на адаптирање кон дејството на различните неповолни еколошки фактори и неговата борба за опстојување во наметнати услови. Видовите кои во оваа борба за опстанок нема да успеат да ги модифицираат своите биохемиско-физиолошки процеси и насочат кон



намалување на еколошкиот стрес, се принудени да исчезнат од екосистемот или пак преминат во својата спорулативна фаза, чекајќи подобри услови за нивниот развој.

Појавата на истовремен развој на доминантни таксони кои се карактеристични за различни степени на полуција, се забележува и кај видовите застапени со релативно помали популации како што се видовите *Cymbella minuta* - вид кој е чест во низинскиот дел на реката Вардар (Крстиќ, 1995), а особено во регионите каде речниот екосистем се наоѓа на  $\alpha$ -мезосапробен степен на полуција; *Pinnularia subcapitata* - вид кој Сох (1990) го истакнува како еден од доминантните таксони во малите потоци во Западна Германија, а во Македонија е утврден во бројни високопланински потоци на Шар Планина; *Nitzschia sinuata var. delognei* - карактеристичен таксон за високопланински тресетишта со еутрофен и дистрофен карактер; *Nitzschia linearis*, *Nitzschia sigmoidea*, *Hantzschia amphioxus* - видови кои се индикатори на повисоки трофички и полуцијски степени застапени во хидроекосистеми со поголеми колични на растворливи минерални материи.

Мерното место, кое го опфаќа речниот екосистем во рамки на централниот дел од селото Зрновци, се карактеризира со видов состав претставен од видовите *Navicula tripunctata*, *Navicula viridula*, *Cymbella caespitosa*, *Gomphonema truncatum* и *Epithemia sorex*. Ваквиот состав на дијстоемјската микрофлора е карактеристичен за повисоките степени на полуција, односно од  $\alpha$ - $\beta$  мезосапробност. Имено, двата доминантни вида од родот *Navicula* (*Navicula tripunctata* и *Navicula viridula*), кои се застапени во микрофлората на ова мерно место, индицираат  $\alpha$  - мезосапробен степен на полуција (Sladeček, 1973; Krstić et al., 1997). Особено значајно е присуството на поголеми популации на видот *Epithemia sorex*, како типичен ацидофилен таксон кој се среќава во хидроекосистеми со висока содржина на соли. Ваквиот развој на ацидофилна микрофлора е резултат на намалување на рН вредноста како резултат на испустот на води од фекално потекло, како и ниските температури кој овозможуваат поголема растворливост на гасови односно  $\text{CO}_2$ .

Во составот на микрофлорната биоценоза, на ова мерно место, забележително е присуството на *Cyclotella meneghiniana* и *Gomphonema parvulum* кои припаѓаат на групата на најтолерантни кон полуција таксони, што од своја страна недвојбено го истакнуваат негативното антропогено влијание врз речниот екосистем. Исто така развојот на видовите *Nitzschia calida* и *Nitzschia homburgensis*, видови кои индицираат зголемена концентracија на растворени минерални материи.

Продолженото дејство на негативни влијанија врз реката од претходните мерни места, во комбинација со влијанијата на централниот дел на селото Зрновци, овозможува да популациите на видовите карактеристични за природните екосистеми, односно нетолерантни таксони кон полуција, биде сведен скоро на минимум. Сепак, нивното евидентирање во исклучително редуцирани популации



претставува доказ дека ваквиот утврден микрофлорен состав е резултат на исклучително негативното дејство на антропогениот притисок. Од видовите кои се типични за олигосапробните води, во нешто поголеми популации се јавуваат *Gomphonema angustatum*, *Amphipleura pelucida*, *Nitzschia fonticola*, а додека видовите *Meridion circulare* и *Diatoma mesodon*, како широко распространети таксони во олигосапробните хидроекосистеми, се застапени со исклучително слаби популации.

Микрофлората на ова мерно место се карактеризира и со присуството на еден од видовите кои се јавуваат поретко во водените екосистеми во Македонија, односно видот *Amphora montana*, вид распространет главно во чисти, високопланински потоци и реки.

### VIII. ЗАКЛУЧОК

При истражувањата на дијатомејската микрофлора на реката Зрновка утврдени се 83 таксони од кои 50 се биоиндикатори. Најголемиот број на биоиндикатори припаѓаат кон групата таксони кои се индикативни за  $\beta$  - мезосапробниот степен на полуција (22 таксони). Потоа олигосапробните индикатори (20 таксони),  $\alpha$  - мезосапробни индикатори (6) и полисапробни индикатори (2 таксони).

Мерното место  $T_1$  - пред хидроцентралата, се одликува со микрофлорен состав во кој доминираат таксоните: *Cocconeis pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Rhoicosphaenia abbreviata*, *Navicula lanceolata*, *Navicula tripunctata* и *Nitzschia dissipata* која претставува заедница карактеристична за води со  $\beta$ - $\alpha$  мезосапробен степен на полуција. Ваквиот состав на дијатомејски таксони во близина на изворишниот регион на реката Зрновка укажува на изразен антропоген притисок, со интензивирани процеси на минерализација на внесените органски материи.

Исклучително значајна карактеристика на регионот на екосистемот на реката Зрновка пред хидроцентралата е утврдувањето на исклучително ретки популации на видот *Diploneis petersenii* кој досега не беше наведен за микрофлората на Македонија.

Мерното место  $T_2$  - по хидроцентралата се одликува со доминација на видовите *Nitzschia hungarica*, *Navicula decussis*, *Navicula tripunctata*, *Cymbella helvetica*, *Cocconeis pediculus*, *Amphipleura pelucida* и *Frustulia vulgaris*, како заедница карактеристична за  $\alpha$ - $\beta$  мезосапробност. Појавата на зголемени популации на *Nitzschia hungarica*, како вид исклучително толерантен кон полуција, во овој дел укажува на интензивен антропоген притисок во овој дел, најверојатно како



резултат на депонирање на цврст комунален отпад со органско или неорганско потекло.

Дијатомејската микрофлора на мерното место T<sub>3</sub> - село Зрновци, е претставена со доминација на таксоните *Navicula tripunctata*, *Navicula viridula*, *Cymbella caespitosa*, *Gomphonema truncatum* и *Epithemia sorex*. Присуството на *Cyclotella meneghiniana* и *Gomphonema parvulum* кои припаѓаат на групата на најтолерантни кон полуција таксони, што од своја страна недвојбено го истакнуваат негативното антропогено влијание врз речниот екосистем.

Првичните податоци за дијатомејската микрофлора на реката Зрновка претставуваат значајна основа за воспоставување на еден подолготраен мониторинг на еколошките состојби на екосистемот. Исклучително диверзитетна микрофлора, која се среќава во реката, претставува вистинско богатство за поширокиот регион на селото Зрновци, и истата неопходно е да се заштити од негативното антропогено влијание. Заштитата на севкупниот жив свет треба да биде насочен кон стопирање на исфрање на цврст комунален смет (од органско и неорганско потекло) во близина на реката и негово, пред сè, регуларно депонирање во региони каде нема да биде во контакт со реката или подземните води. Воедно неопходно е канализирање и колектирање на отпадните комунални води и нивно пречистување пред истите да се внесат во речниот екосистем. Ваквата поставеност на еколошките состојби ќе доведе до значајно подобрување на квалитетот на водите од реката и истите ќе можат да бидат поставени во мултинаменски цели.

За таа остварување на оваа цел неопходно е активно делување на екологистичките организации на две нивоа:

I. Интезивна и перманентна еколошка едукација на севкупното население на селото Зрновци, при што особено ќе се има во предвид воведување на факултативна настава по екологија во школските и предшколските установи, како најпрогресивниот дел од хуманата популација - младите луѓе, би можеле да ја дознаат реалната еколошка состојба и со нивно понатамошно делување истата да се обидат да ја подобрат. Во рамки на оваа активност треба да се изведуваат и бројни еколошко-едукативни проекти или семинари во кои младите луѓе преку практични показни вежби би се насочиле во правилно однесување кон сопствената животна средина. Во секој случај не смее да се занемари и еколошката едукација на повозрасните

жители кои со својот правилен однос кон природата би довеле до значајни подобрувања на условите во животната средина.

II. Изнаоѓање на адекватно решение за депонирање на цврстиот комунален смет од органско и неорганско потекло. За таа цел неопходно е изградба на депонија чија позиција ќе биде таква да не доаѓа во контакт со реката или подземните води како би се избегнала можната контаминација.

Во колку нема да бидат остварени овие два предуслови за подобрување на квалитетот на животната средина и заштитата на севкупниот биодиверзитет на ова подрачје, реката Зрновка ќе претставува само уште еден споменик - пример за "хуманото" однесување на *Homo sapiens*, единственото свесно суштество на планетата кое тежнее кон своето самоуништување.

## IX. ЛИТЕРАТУРА

- Backhaus, D. (1968): Okologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. 2. Die raumliche und zeitliche Verteilung der Algen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 34, 24-75.
- Blumer, M. (1975): Organische Verbindung in der Natur, die Gunzen unsers Winssens. Angew. Chemie, 87: 34-527.
- Cholnoky, B. J. (1968): Die Ecology der Diatomeen in Binnengewässern Weinheim. J. Cramer Verl. 699 pp.
- Cox, E.J. (1991): What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In: Whitton & Rott (Eds.) - Use of algae for monitoring rivers, University of Innsbruck.
- Hakansson, S. (1993): Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in southern sweden - A progress report. Diatom Research Vo. 8. No2. pp349-370.
- Islam, M. R. & Whitton, B.A. (1992): Phosphorus content and phosphatase activity of the deepwater rice-field cyanobacterium (blue-green alga) *Calotrix* D764. Microbios 69. 7-16.
- Kathon K. (1991): Spatial and Seasonal Variations of Diatom Assemblages Composition in Partly Poluted River. Jpn. J. Limnol. 52, 4, 229-239.
- Kawecka, B. (1980): Sessile algae in European mountain streams. 1. The ecological characteristics of communities. Acta Hydrobiol. Vol.22 No.4. pp. 361-420. Krakow.
- Kawecka, B. (1981): Sessile algae in European mountain streams. 2. Taxonomy and autecology. Acta Hydrobiol. Vol.23 No.1. pp. 17-46. Krakow.



- Khan, I.S.A.N., (1990): Assesment of Water pollution using Diatom Community Structure and species Distribution - A Case Studi in Tropical River Basin. *Int. Revue ges Hydrobiol.* 75. (3), 317-338.
- Kolkowitz, R. and Marsson, M, (1902): Grundsaitze fur die biologische Beurteilung des wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prufungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinigung* 1: 33-72.
- Krammer, K & Lange Bertalot, H. (1986, 1988, 1992): *Bacillarophyceae. I Teil: Naviculaceae; II Teil: Epithemiaceae, Bacilariaceae, Surirellaceae; III Teil: Centrales, Fragilaceae, Eunotiaceae, Achnanthaceae.* Gustav Fischer Verlag. Stuttgart - New York.
- Крстиќ, С. (1992): Промените на алгалната микрофлора како индикатор на нивото на полуција во Анска река. Магистерски труд, ПМФ - Скопје.
- Крстиќ (1995): Сапробиолошки карактеристики на микрофлората на река Вардар како показател на интензитетот на антропогено влијание. Докторска дисертација, ПМФ, Скопје.
- Крстиќ, С. и Меловски, Љ. (1994): Прелиминарни резултати од истражувањата на сапробиолошката состојба на реката Вардар. Во: Групче Љ. и Меловски Љ. (Eds.) - Мониторинг на животната средина во Македонија. Посебни изданија на Друштвото на еколозите на Македонија, Кн.2, 151-158.
- Крстиќ, С., Меловски, Љ., Левков, З. и Стојановски, П. (1994): Комплексни истражувања на реката Вардар. I. Основни поставки на истражувањата. *Екол. Зашт. Живот. Сред.*, Том 2, Бр.1, 63-72.
- Krstić, S., Melovski, Lj., Levkov, Z. i Stojanovski, P. (1994): Complex investigations of the river Vardar. II. The most polluted sites in the first three mounts. *Ekol. Zašt. Život. Sred. Skopje.* Tom 2. Kn. 2, 13-29.
- Lange-Bertalot, H. (1978): Differentiating species of diatoms; a better criterium of water pollution than "leadig bioindicators". *Algological studies* 21: 393- 427.
- Lange-Bertalot, H. (1979): Tolerance and population dinamics of benthic diatoms under varying waste water loading. *Arch. Hydrobiol. / suppl.* 56: 184-219.
- Liebmann, H. (1951): *Handbuch der Frischwasser Abwasserbiologie.* -Bd.II. G. Ficher Verbug, Jena.
- Nielssen, H. (1956): Okologische Untersuchungen uber die Diatomeen und desmidiaceen des Maurner Mooren. *Arch. Hydrobiol.* 51, pp281-375.
- Patrick, R. and Palavage, D. (1994): The value of species as indicators of water quality. *Proce. Acad. Nat. Sci. Phyl.* 145: 55-92.
- Rott, E. (1991): Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. In: Whitton, Rott and Friedrich (Eds.) - Use of algae for monitoring rivers, University of Innsbruck.

- Round, F.E. (1991a): Diatoms in river water-monitoring studies. *Jour. of Appl. Phycology* 3: 129-145.
- Round, F.E. (1991b): Use of diatoms for monitoring rivers. In: Whitton, Rott and Friedrich (Eds.) - Use of algae for monitoring rivers, University of Innsbruck.
- Sladěček, V. (1973): System of water Quality from biological point of view. *Arch. fur Hydrobiol. Heft. 7*: 1-218.
- Van Dam, H., Martens, A. and Sinkeldam, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from Netherlands. *Neth. Jour. of Aquatic Ecology* 28 (1): 117-133.
- Watanabe, T. (1981): A new approach to Water quality estimation using the specific composition of the benthic diatoms in epilithic forms based on the discussion to several problems on indicator organisms. *Environm. Poll. Contr.* 17: 13-18.
- Watanabe, T., Asai, K. and Houki, A. (1986): Numerical Water Quality Monitoring of Organic Pollution using Diatom Assemblages. 6th Diatom Symposium. Budapest, Hungary.
- Watanabe, T., Asai, K., Houki, A. and Yamaida, T. (1988): Pollution spectrum by dominant diatom taxa in flowing and standing waters. *Proceed. of the 10th Diatom Symposium* 563-571.
- Wegl, R. (1983): Index für die Limnosaprobität. *Wasser and Abwasser* 26: 175 pp.
- Whitton, B.A., Potts, M., Simon, J.W. and Grainger, S.L.J. (1990): Phosphatase activity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Nostoc commune* UTEX 584. *Phycologia* 29 (2). 139-145.