

**БЪЛГАРСКА АКАДЕМИЯ НА НАУКИТЕ**  
**Институт по Биоразнообразие и Екосистемни Изследвания**

**Специалност Екология и Опазване на Екосистемите**

**шифър: 02.22.01**



**СРАВНИТЕЛЕН АНАЛИЗ НА БИОТИЧНИ ИНДЕКСИ ЗА  
ОПРЕДЕЛЯНЕ НА КАЧЕСТВОТО НА РЕЧНИТЕ ВОДИ,  
ОСНОВАНИ НА ДЪННИТЕ СЪОБЩЕСТВА  
(МАКРОЗООБЕНТОН) ОТ БЪЛГАРСКИТЕ РЕКИ**

**Раба Абдула Суфи,  
задочен докторант**

**АВТОРЕФЕРАТ**

**За присъждане на научната и образователна степен Доктор**

**Научен ръководител:  
Проф. д-р Йордан Узунов**

**гр. София, 2014 г.**

Дисертацията съдържа 153 страници, от които 27 страници приложения, 11 таблици и 7 фигури, включени са 7 статии. Списъкът на цитираната литература включва 281 заглавия, от които 41 на кирилица и 140 на латиница, 9 наредби и ръководства, 6 вида статистически и софтуер за изчисляване на индексите. Цитирани са и 4 интернет източника.

Дисертацията е разработена по време на задочна докторантура и е резултат от натрупаните от различни изследвания в секция „Биомониторинг“ на ЦЛОЕ - БАН, а по-късно в и в секция „Биоразнообразие и процеси в сладководните екосистеми“ на Института по Биоразнообразие и Екосистемни Изследвания - БАН.

Дисертационният труд е обсъден и насочен към защита на заседание на разширен състав на Научния колегиум на Отдел „Водни екосистеми“ на ИБЕИ-БАН, проведено на 17 декември 2014 г.

**Защитата** на дисертацията ще се състои на 20.04.2015 г. понеделник от 10.30 часа в залата на ИБЕИ, База I, София ул. „Майор Ю. Гагарин“ №2, на открито заседание на петчленното жури (назначено със заповед № 22/19.01.2015 г. на Директора на ИБЕИ, БАН) в състав:

доц. д-р Лъчезар Златев Пехливанов (ИБЕИ-БАН) – рецензент, председател  
и членове:

проф. д-р Йордан Иванов Узунов (ИБЕИ-БАН) – научен ръководител;

проф. д-р Яна Илиева Топалова (БФ-СУ);

доц. д-р Иванка Янкова Янева (пенсионер) – рецензент;

доц. д-р Гана Минкова Гечева (ПУ "Паисий Хилендарски")

Материалите по защитата са на разположение на интересуващите се в библиотеката на ИБЕИ, БАН, База I.

## **Използвани съкращения**

|       |   |
|-------|---|
| АБИ   | (АВІ) Адаптиран Биотичен Индекс   |
| БЕК   | Биологичен Елементи за Качество   |
| БЕОН  | Биологично Ефективно Органично Натоварване (BEOL)   |
| БИ    | Биотичен Индекс   |
| ГИГ   | Географска Интеркалибрационна Група   |
| ЕОВ   | Експресна оценка на качеството на водите  |
| ЕС    | Европейски съюз /Европейска комисия/  |
| ИАОС  | Изпълнителна Агенция по Околна Среда  |
| МЗБ   | Макрозообентос/Макробезгръбначни  |
| МОСВ  | Министерство на Околната Среда и Водите   |
| ПВТ   | Повърхностно водно тяло   |
| РБ    | Речен Басейн  |
| РДВ   | Рамкова Директива за водите на ЕС 2000/060/ЕС на Европейския Парламент от 23 октомври 2000 г., установяваща рамката за действията на общността в областта на политиката за водите |
| РИОСВ | Района Инспекция по Опазване на Околната Среда и Водите   |
| ХБМ   | Хидробиологичен мониторинг  |
| AQEM  | Проект за "Разработка и тестване на система за комплексна екологична оценка на повърхностните течещи води в Европа с помощта дънните макробезгръбначни"                           |
| ASPT  | Средна бал на таксон (изчислена спрямо стойностите на BMWP)   |
| BBI   | Белгийски Биотичен Индекс (Belgian Biotic Index)  |
| BGBI  | Български Биотичен Индекс (Bulgarian Biotic Index)  |
| BMWP  | Индекс на Работната Група по Биологичен Мониторинг, Великобритания (Hawkes, 1998)   |
| BOD   | Биохимично потребление на кислорода   |
| CEN   | Европейски комитет по стандартизация (European standard /European norm)   |
| CIS   | Обща стратегия по прилагане на РДВ  |
| EBI   | Модифициран и допълнен индекс на р. Трент   |
| EEA   | Европейска агенция по околна среда  |
| EN    | Европейски норми  |
| EPA   | Агенция по Околна Среда (САЩ, Ирландия)   |
| EVNS  | Индекс на изравненост (e) по Pielou   |
| EQR   | Скала за оценка на екологичното състояние (Ecological Quality Ratio)  |
| EU    | Европейски Съюз /European Union/  |

|        |  |
|--------|--|
| mRBA   | Rapid Biological Assessment (модифициран вариант за Долен Дунав), проект EPIRB.  |
| HIND   | Индекс за индивидуалното видово разнообразие по (Shenon & Weaver, 1963)  |
| ISO    | Международна организация по стандартизация (Международен стандарт)   |
| ITC    | Индекс на Трофичната Завършеност   |
| PETI   | Потамон-трофичен индекс  |
| RETI   | Ритрон-трофичен индекс   |
| SPUB   | Индекс на сапробността по Pantle & Buck  |
| SROT   | Индекс на сапробността модификация на Rothschein   |
| STAR   | Европейски проект за разработване на рамков метод за калибриране на резултатите от различни биологични изследвания, съгласно екологичната класификация за качество на РДВ. |
| TBI    | Биотичен индекс използван от управляващия борд на р. Трент   |
| US/USA | САЩ  |

**Проучванията в обхвата на настоящия труд бяха проведени в рамките на следните научно-изследователски и научно-приложни проекти:**

- 2004 г. Определяне на референтните пунктове и интеркалибрационни места за всички определени типове водни тела, избор на подходящи биологични показатели за класификация на екологичното състояние и извършване на анализи по избраните биологични показатели съгласно изискванията на рамковата директива за водите РДВ (2000/60/ЕС). Проект № 508.
- 2004-2006 г. Привеждане на системата за биомониторинг на повърхностните води в съответствие с Приложение V на Рамковата Директива за Водите на ЕС (2000/60/ЕС) Договор(563/2004/ МОСВ-ИАОС).
- 2004-2008 г. Приложимост на структурните показатели на съобществата от дънни безгръбначни и на популационните параметри на ихтиофауната за екологична класификация на реките” Проект 1403/2004.
- 2004 – 2008 г. Приложимост на структурните показатели на съобществата от дънни безгръбначни и на популационните параметри на ихтиофауната за екологична класификация на реките” Проект 1403.
- 2004-2005 г. Разработка на инструкция за идентифициране на водите и пилотно проучване на водни обекти или части от тях за обитаване от риби и на райони с крайбрежни морски води за развъждане на черупкови организми по реда на Наредба №4/2000 г. (Проект № 788-22-39/1999 МОСВ).
- 2004-2006 г. Привеждане на системата за биомониторинг на повърхностните води в съответствие с Приложение V на Рамковата Директива за Водите на ЕС (2000/60/ЕС). ЕЕА МОСВ-ИАОС 563/2004/.
- 2008. Integrated Water Management of the Mesta/Nestos River Basin Phase II. Ref: Phare Europe Aid/122631/D/SER/B, Phare.
- 2009-2010 г. Разработване на класификационна система за оценка на екологичното състояние и екологичния потенциал на определените типове повърхностни води (реки и езера) на територията на Република България (на базата на типология по система Б); МОСВ 2009.
- 2009-2010 г. Определяне на референтни условия и максимален екологичен потенциал за типовете повърхностни води (реки и езера) на територията на Република България; МОСВ, 2009.
- 2011 г. Изследване на биологичните елементи за качество /БЕК/ в мониторингови пунктове с потенциално референтни условия от типовете реки и езера на територията на Източноромански район /ИБР/ за управление на водите (договор С БДИБР № 15/19.08.2011).
- 2011-2013 г. Извършване на мониторинг на макрозообентос в езера/язовири като елемент от Националната програма за мониторинг на повърхностни води за 2011 г. Финансиране: ИАОС / МОСВ (№. 2072/01.08.2011).
- 2012–2013 г. Изследване на биологичните елементи за качество /БЕК/ и подкрепящите ги физико-химични елементи за качество в избрани потенциално референтни пунктове от

типовете реки и езера на територията на Черноморски басейнов район с цел верифициране на определените референтни условия.

- 2012-2015 Environmental Protection of International River Basins (Black Sea)- EPIRB (ENPI/2011/279-666). Contract No. ENPI/2011/279-666. Funded by the European Union and Implemented by a Consortium led by Hulla & CO. Human Dynamics.
- 2013-2016 г. Интеркалибриране на методите за анализ на биологичните елементи за качество (БЕК) за типовете повърхностни води на територията на България, съответстващи на определени общи европейски типове в Географските групи за интеркалибрация“Д-33-27/26.11.2013.

## **Увод**

В Европа биологичните методи за мониторинг са широко разпространени в почти всички страни на ЕС. Те са от съществено значение при екологична оценка на замърсяването на реките и тяхното отклонение от естественото им състояние. Биологичният мониторинг на повърхностните води става особено актуален във връзка с изискванията на РДВ. Тя е революционен документ – който въвежда екологичното състояние наравно с химичното, като за всеки от типовете водни тела е въведен набор от биологични елементи за класификация на водите (БЕК).

Един от най-често използваните елементи за оценка на качеството на водите са съобществата от дънни безгръбначни животни (Макрозообентос/Макрозообентон).

МЗБ има следните характеристики, правещи го много подходящ за целите на Биологичния мониторинг:

- Той е относително неподвижен, и не може да избегне бързо влошаващите се условия на водната среда и на дънния субстрат.
- Характеризира се със сравнително голяма продължителност на живот (от 1 до 3 години) и така интегрира негативните влияния във времето.
- МЗБ притежава различна толерантност. Представените в него видове имат диференциран и в известна степен научно предвидим отговор по отношение на екологичния стрес. Закономерните изменения в състава и структурата на макрозообентосните съобщества са в основата на редица графични методи и индекси за оценка на качеството на водната среда (Knör 1954, Liebmann 1962, Pantle & Buck 1955 и др.)

## **Цел и задачи на изследването**

### **Основните цели на настоящия дисертационен труд са:**

Да се установи връзката с натрупаните данни през изминалите периоди с цел осъществяване на плавен преход към новите изисквания наложени от РДВ (ЕС 2000/060/ЕС). Да се разработи нов подход за пробовземане съвместим с количествените методи използвани в ГИГ, без да се налагат допълнителни инвестиции и с възможност за качествен контрол съпоставим с този на останалите ЕС страни.

### **Осъществяването на целта включва решаването на следните задачи:**

1. Анализ на натрупаните историческите данни и преглед на използваните у нас досега сапробиологични, ценотични и биотични индекси за мониторинг на повърхностните води.
2. Установяване каква корелацията между различните показатели нормирани в Наредба №: 7/1986 за оценка на качеството на повърхностните водите. Каква е връзката между използваните преди сапробни методи и метода използващ биотичен индекс.
3. Адаптиране на някои от използваните вече биотични индекси, така че, да дават адекватна оценка на екологичното състояние на водите в България. Тази оценка трябва да може да издържи проверката на Европейските институции;
4. Въвеждане на адаптиран метод, който осигурява възможност да се приравнят предишните резултати, с резултатите получени по мултихабитатния метод, който може да се използва при процеса на обмен на данни.
5. Да се установи доколко оценката на използваните методи зависи от типологията на водните тела в различните екорегииони.



## Преглед на по-известните биологичните методи, използващи макрозообентоса за оценка на качеството на повърхностните води.

Първите опити за оценка на качеството на повърхностните води са започнали преди повече от век и половина с изследванията на Kolenati (1848), Hassal (1850) и Cohn (1853), които са забелязали, че организмите, срещащи се в замърсените води се различават от организмите, срещащи се в чистите води.

Развитието на системите за определяне и наблюдение на замърсяването на водите, използвайки биологични методи е следвало редица тенденции, които хронологично могат да се подредят по следният начин:

- Сапробен метод (подход)
- Методи, описващи структурата на съобществата
- Методи (подходи), използващи биотични индекси
- Мултиметрични методи (подходи)
- Други видове методи (мултивариационен, EQR – подход, анализ на трофичните групи)

Всички тези методи и подходи използват различни типови отговори на МЗБ спрямо външни въздействия. Тези отговори са представени в Таблица 1.

**Таблица 1.** Типов отговор на МЗБ (по De Pauw et. al., 1996).

| Клас на отговора | Типови отговори на вида спрямо отговора на съобществото | Описание  |
|------------------|---|---|
| A                | На ниво вид   | Появата или изчезването на отделен вид  |
| B                | На ниво съобщество                                      | Намаляване на броя на присъстващите видове/таксони<br>Напр. загуба на видово разнообразие |
| C                | На ниво съобщество                                      | Промяна на популацията на отделния вид  |
| D                | На ниво съобщество                                      | Промяна в съотношенията на видовете в съобществото  |

## Методи за оценка на качеството на водите, базирани на макрозообентоса

Оценката на екологичното състояние на водите се извършва чрез класификационни системи. Най-разпространената система, която се използва в ЕУ разграничава пет класа - (отлично, добро, умерено, лошо и много лошо), тази класификация на водите е съпоставима с нормативните дефиниции, представени в РДВ и Приложение V на РДВ.

### Сапробни системи

Сапробните системи се базират на основни екологични закони, а именно **Закона за оптимума**, известен още като **Закон за толерантността** на Шелфорд (Shelford, (1913), съгласно който *ефекта от въздействието на даден екологичен фактор се определя от количествената му характеристика*. И **Закона на Тинеман** (Thienemann, 1925), който се отнася за хидробиологията и в съкратен вид гласи: *числеността на всеки вид се определя от този от необходимите фактори, който въздейства в*

най-много отклоняващи се от оптимума значения на екологично най-уязвимите фази на развитието. Това съответства на отговор Клас А (Таблица 1) - толерантността на отделните видове към замърсяванията във водната среда.

Тя може да бъде установена както чрез изследвания върху динамиката на кръговрата на веществата, така и чрез анализа на съобществата на хидробионтите.

Организмите във водата могат да повлияят на качеството на водите, но могат и като биоиндикатори сами да дадат указания за качеството на тези води.

Първи опит да се класифицират водните организми като индикатори по отношение качеството на водата прави Sohn (1870). Неговият ученик Mez (1898) публикува първата книга, посветена на микроскопския анализ на водата, в която различава 4 категории от организми: на чистите води; на слабо замърсените води; на по-силно замърсените води и на силно замърсените води.

Системата им се базира на отношението на водните организми към гниещата органична материя във водните системи, т.е. на тяхната толерантност. Те описват сукцесията на водните организми по течението, от източника на органично замърсяване. От първоначално силно замърсени води, преминаващи през зона на възстановяване и отново до чисти води.

Те разделят тези зони на: полисапробна с доминиране на редуccionни процеси, мезосапробна (с доминиране на окислителните процеси) и олигосапробна (изключително окислителни процеси). В последствие мезосапробната зона я разделят на  $\alpha$ -мезосапробна (по-замърсена) и  $\beta$ -мезосапробна (по-чиста), а към олигосапробната зона добавят катаробната зона – на чистите, природни, абсолютно неповлияни от човека води.

Liebmann (1962) и Sladeček (1967) в голяма степен променят оригиналната сапробна система на Kolkwitz & Marsson в светлината на допълнителните познания свързани с екологичните изисквания на водните организми. Liebmann (1962) подчертава нуждата от разглеждането на биологичното съобщество като цяло, а не на присъствието или отсъствието на няколко „индикаторни“ организма.

### **Биологично Ефективно Органично Натоварване (БЕОН, BEOL) (Графичен метод на Кнör 1954, 1955)**

Това е първият метод, който е създаден с цел да бъдат използвани резултатите от екологичните проучвания за установяване и графично представяне на сапробиологичното състояние на дадена река. Методът навремето е бил широко използван в Германия. По този начин биологичните проучвания върху замърсяването на реките за първи път могат да се използват и от хидроинженерите. Кнör въвежда седемточкова скала за честотата на срещане на макроскопични видове в даден пункт от реката. (от 1 за единично срещащи се видове до 7 за масово срещащи се). Намерените видове се подреждат според сапробната степен, която характеризират (съгласно Kolkwitz & Marsson) и получените числа за всяка степен се събират. По този начин се получават съответните степени:  $S_0$  за олигосапробия,  $S_\beta$  -  $\beta$ -мезосапробия,  $S_\alpha$  - за  $\alpha$ -мезосапробия и  $S_p$  за полисапробия.

Получените стойности за олиго- и  $\beta$ -мезосапробните видове се нанасят над една водоравна ос, а тези за  $\alpha$ -мезосапробните видове и полисапробните видове – под нея. По този начин по протежението на реката (което е нанесено в километри в основата на графиката) се образуват четири полета, от които две са над водоравната ос, а другите две под нея. Те представляват отношението между приемливото (олигосапробията и  $\beta$ -мезосапробията) и нежеланото състояние на реката ( $\alpha$ -мезосапробията и полисапробията).

За изчисляване на БЕОН се използва следната формула:

$$\text{БЕОН} = \frac{\Sigma(o + p)}{\Sigma(o + \beta + \alpha + o)} 100$$

Стойностите на БЕОН може да варират от 0 до 100 %.

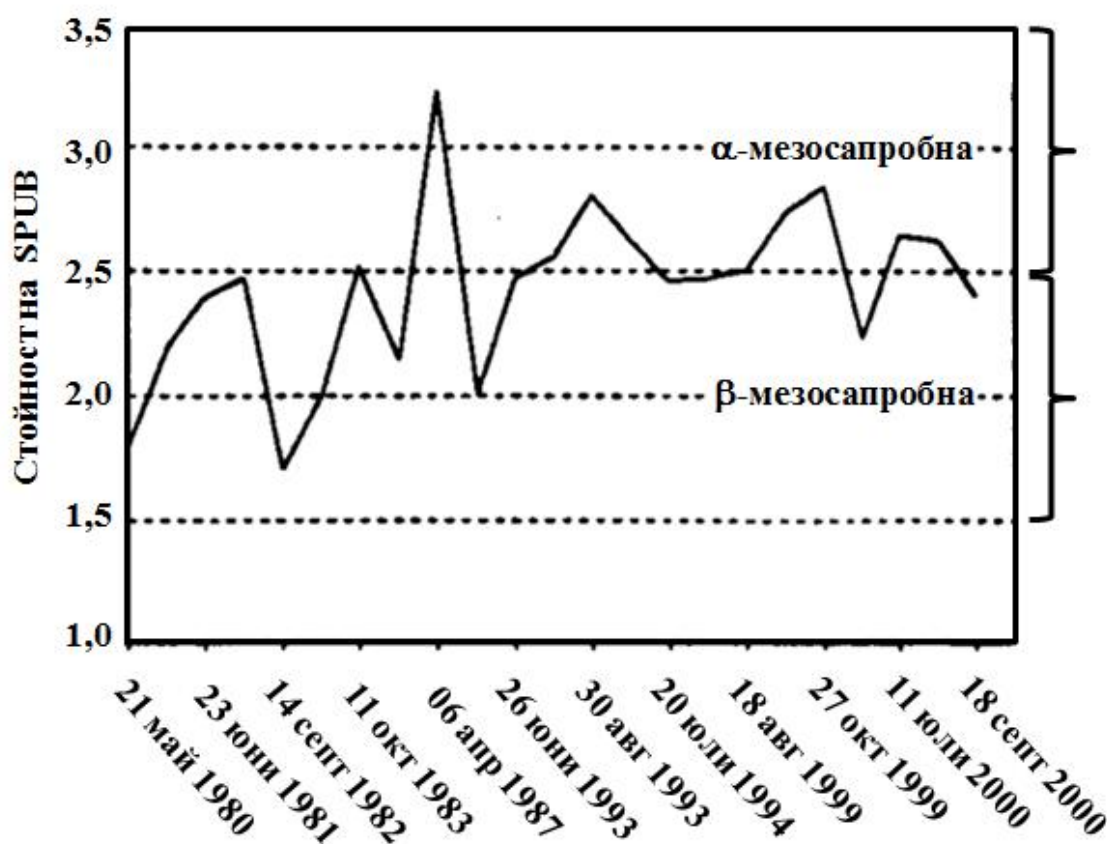
### Определяне сапробността по метода на Pantle & Buck (1955)

Според метода на Pantle & Buck е необходимо установяването освен относителната честота на хидробионтите (h) и отношението на отделните видове към известните 5 сапробни степени (S). Относителната честота отразява относителното количествено срещане на организмите в изследвания водоем съгласно шестстепенна скала: твърде рядко 1; рядко 2; средно 3; често 5; твърде често 7; масово 9.

Отношението на отделните видове към известните 5 сапробни степени (S) също се изразява числено така: ксеносапробия 0.1; олигосапробия 1; β-мезосапробия 2; α-мезосапробия 3; полисапробия 4.

Двете величини влизат във формулата за изчисление индекса на сапробността, а именно:

$$SPUB = \frac{\sum(h.S)}{\sum h}$$



Фиг. 1. Сапробно състояние на река Струма при Благоевград представено по метода на Pantle & Buck (Soufi et al., 2002).

Индексът се използва у нас в редица хидробиологични изследвания наравно с изчисляването на сапробността по метода на Rothschein (1962). Той беше залегнал и в Наредба № 7/1986 за оценка на качеството на повърхностните води. Тя е била официален държавен стандарт до приемането на Наредба Н-4/23.09.2014. Методът се използва също така и в редица централноевропейски страни.

### **Метод на сапробните валенции (Zelinka & Marvan, 1961; Rothschein, 1962)**

Zelinka & Marvan дават сапробни валенции и индикаторно тегло на около 130 вида макробезгръбначни и също така на повече от 200 бактерии, първаци/протозои и водорасли. Методът различава пет сапробни зони в посока от замърсените води към чистите, те са както следва:  $\rho$ -полисапробия;  $\alpha$ -мезосапробия;  $\beta$ -мезосапробия;  $\sigma$ -олигосапробия;  $\chi$ -ксеносапробия.

Методът е основан на принципа, че на всеки вид се дават десет бала сапробни валенции, които се разпределят в тези сапробни степени, където е намиран организъмът. Това става на основата на голяма количество проби и проверени данни от литературата. Баловете представляват числен израз на разпределението по Гаус на базата на статистическата преценка за разпределението на организмите във водите с различно качество/сапробност.

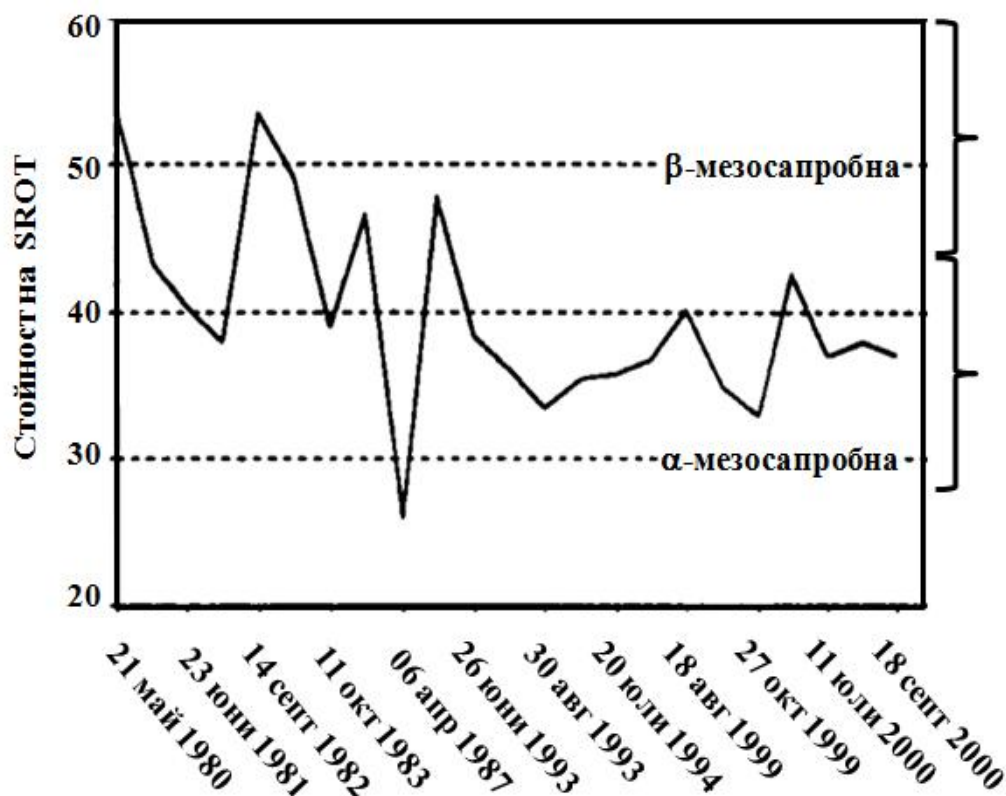
За да се повиши значението на онези организми, които са добри индикатори, но се срещат в по-малки количества, Zelinka & Marvan (1961) въвеждат и понятието "индикаторна стойност" на организмите. Тя се определя по количеството на баловете на съответния организъм, указани в съответните сапробни степени.

В формулата за изчисляване се взимат под внимание обилието ( $h$ ) на всеки един индикаторен вид, както и индикаторното му тегло. Изчислява се стойностите на индекса за всяка от петте сапробни зони, като се използва следната формула:

$$S_{\text{зона}} = \frac{\sum ahg}{\sum hg}$$

Значението на сапробиологичния индекс SROT е както следва: 10-20 = полисапробност; 20-40 =  $\alpha$  - мезосапробност; 40-60 =  $\beta$  - мезосапробност; 60-80 = олигосапробност; 80-90 = ксеносапробност.

Този метод също е използван у нас в редица хидробиологични изследвания наравно със сапробността по метода на Pantle & Buck (1955), той също е заляга и в Наредба № 7/1986 за оценка на качеството на повърхностните води. Той е също така широко разпространен и в редица централноевропейски страни. Този показател също така е включен в софтуера ASTERICS (2011) за изчисляване заедно с множество показатели.



Фиг. 2. Сапробно състояние на река Струма при Благоевград представено по метода на Rothschein (Soufi et al., 2002).

### Система KLET на Sladeček (1965) за характеризирание качеството на всички води

Разработена е за пръв път от проф. Владимир Сладечек през 1965 за характеризирание състоянието на всички води: от най-чистите до технически замърсените. Според тази система с оглед на чистотата и замърсяването всички сладки води се разделят на 4 главни групи: катаробни, лимносапробни, еусапробни и транссапробни (съкращението KLET е съставена от първите букви на тези 4 групи).

Целта на системата KLET е да приближи класификацията колкото е възможно по-тясно до действителната ситуация и да се постигне съгласуване между биологичните, бактериологичните, химичните, хигиенните и технологичните методи.

#### Главните групи са:

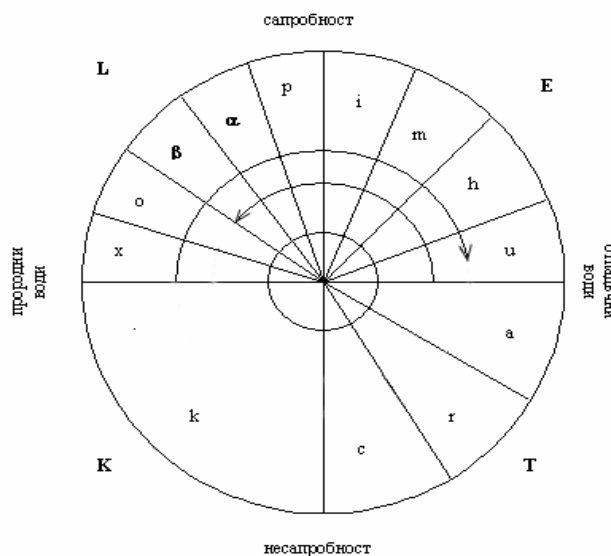
**I. Катаробия.** Включва най-чистите води, без каквото и да било замърсяване; например незамърсените подземни води, изворите, както и изкуствено пречистената вода за пиене.

**II. Лимносапробия.** Обхваща малко или повече замърсените подземни и особено повърхностните води. Втората главна група е разгледана съвпада със сапробната система на Kolkwitz & Marson.

**III. Еусапробия.** Това е названието на типичните силно замърсени гниещи отпадъчни води, които съдържат органични отпадъчни вещества, без оглед на това дали се разтварят лесно или трудно във водата. Тази група се разделя на четири степени: изосапробия, метасапробия, хиперсапробия и ултрасапробия.

**IV. Транссапробия.** Понятие за отпадъчни води, излизащи извън термина „сапробия“, поради това че съдържат отровни вещества, неразлагащи се неорганични и органични субстанции, радиоактивни

отпадъци и т.н. Тази група, е разделена на три степени: антисапробия, радиосапробия и криптосапробия.



Фиг. 3 Системата KLET

### Системи описващи биологичното разнообразие на съобществата

Биологичното разнообразие и останалите структурни показатели за разлика от сапробната система, която ползва за установяване чистотата на водоемите познанията ни за индикаторното значение на отделните хидробионти, структурните показатели показват обобщено състоянието на изследваната биоценоза (Клас В на отговора в Таблица 1). При замърсяване се наблюдава намаляване на броя на присъстващите видове/таксони. Това може да се използва като косвен критерий за установяване състоянието на водоемите по отношение на тяхната чистота.

За отчитане на тези отклонения могат да се използват множество структурни параметри. Тези, които са използвани у нас са описани в Наредба № 7/1986, такива са:

брой на видовете (S), брой на екземплярите (N), индивидуално видово разнообразие (H), общо видово разнообразие (d), доминантност (с) и изравненост (e).

Броят на видовете (S) и относителната численост (брой на екземплярите - N) на биоценозите са основни характеристики, които дават възможност да се следят постоянството на видовия състав и неговата численост, настъпващите изменения, сезонността в развитието на отделните видове, но същевременно са основни елементи за установяването на други структурни показатели.

Големият брой видове при малко на брой екземпляри от всеки вид показват по-чисти води и обратното. Този извод все пак не може да се използва във всички случаи, защото в най-чистите ксеносапробните зони на реките, хранителните ресурси за хидробионтите са оскъдни, докато в олиго и β-мезосапробните зони, по-богати на органични (хранителни) източници- видовият състав често е по-многоброен.

### Индекс за индивидуалното видово разнообразие по (Shannon & Weaver, 1949)

Един от най-често използваните структурни параметри, който е с най- голямо значение (HIND).

Той се изчислява по формулата:

$$\bar{H} = \sum \left( \frac{n_i}{N} \right) * \log_2 \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

Където:

*Р. Суфи. Сравнителен Анализ на Биотични Индекси за определяне на качеството на речните води, основани на дънните съобщества (Макрозообентос) от Българските реки.*

$n_i$  - е броят на екземплярите от всеки  $i$  вид, а

$N$  - е броят на екземплярите от всички видове (обща численост).

Този индекс се явява функция на числеността и равномерността в разпределението на видовете.

### **Индекс на изравненост (по Pielou, 1966)**

Показва равномерността в разпределението на общата численост между отделните видове (EVNS).

Той се изчислява по формулата:

$$e = \frac{\bar{H}}{\log_2 N}$$

Където:

$\bar{H}$  е индексът за индивидуално видово разнообразие HIND.

Най-голяма изравненост в биоценозите имаме в най-чистите води, тъй като конкуренцията в храненето на многото налични видове е твърде голяма. Органичната материя е недостатъчна и това не дава възможност на нито един вид да увеличи числеността си за сметка на останалите видове. Стойностите на този индекс варират между 0 и 1, като нарастването му към единица показва приближаване към оптималното съотношение в биоценозата.

### **Индекс на доминиране (Simpson, 1949)**

Показва възможността на някои по-издръжливи към влошаващите се условия за живот в изследваната биоценоза видове да увеличат своята численост (да доминират) за сметка на другите видове (DOMN). Той се изчислява по формулата:

$$c = \sum \left( \frac{n_i}{N} \right)^2$$

По-големите стойности на индекса показват по-голяма доминантност или влошени условия за живот в биоценозата, дължащи се най-често на увеличено органично натоварване. В този случай по-издръжливите към замърсяване видове (еврибионтите) увеличават числеността и биомасата си при наличност на хранителни вещества в изобилие. Други видове не са в състояние да поддържат оптимално живота си поради невъзможност да устояват в хранителната конкуренция, в следствие от ограничаващото въздействие на замърсяването или влошаването на други екологични условия като неподходящи субстрати, температура, течение и пр.

Стойностите на този индекс са също така между 0 и 1, като индекс на доминиране по-малко от 0,5 отговаря в общи черти на  $\alpha$ -мезосапробия, по-малко от 0,3 - на  $\beta$ -мезосапробия, а по-малко от 0,2 - на олигосапробия.

### **Системи, използващи биотични индекси**

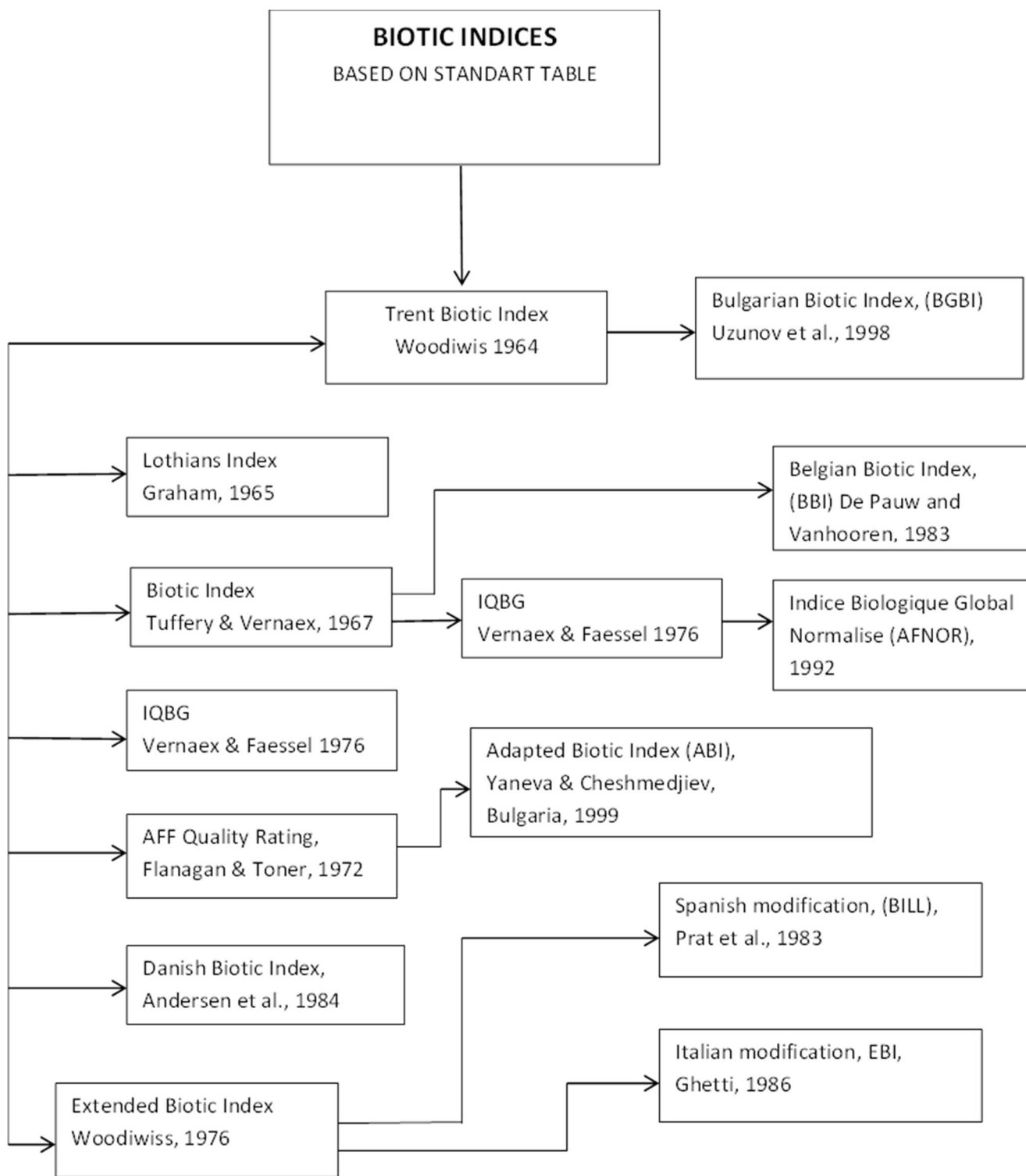
Появата на биотичните индекси е, опит за опростяване и намаляване на времето за оценката на качеството на водите, тъй като биологичния мониторинг на водите се налага все по-широко в редица страни поради засилване на индустриализацията и нуждата от взимане на бързи и адекватни управленски решения.

Според Винберг и кол. (1977) достойнствата на този подход се основава на това, че в него се обединяват принципите на индикаторното значение на отделните таксони (сравнително малко на

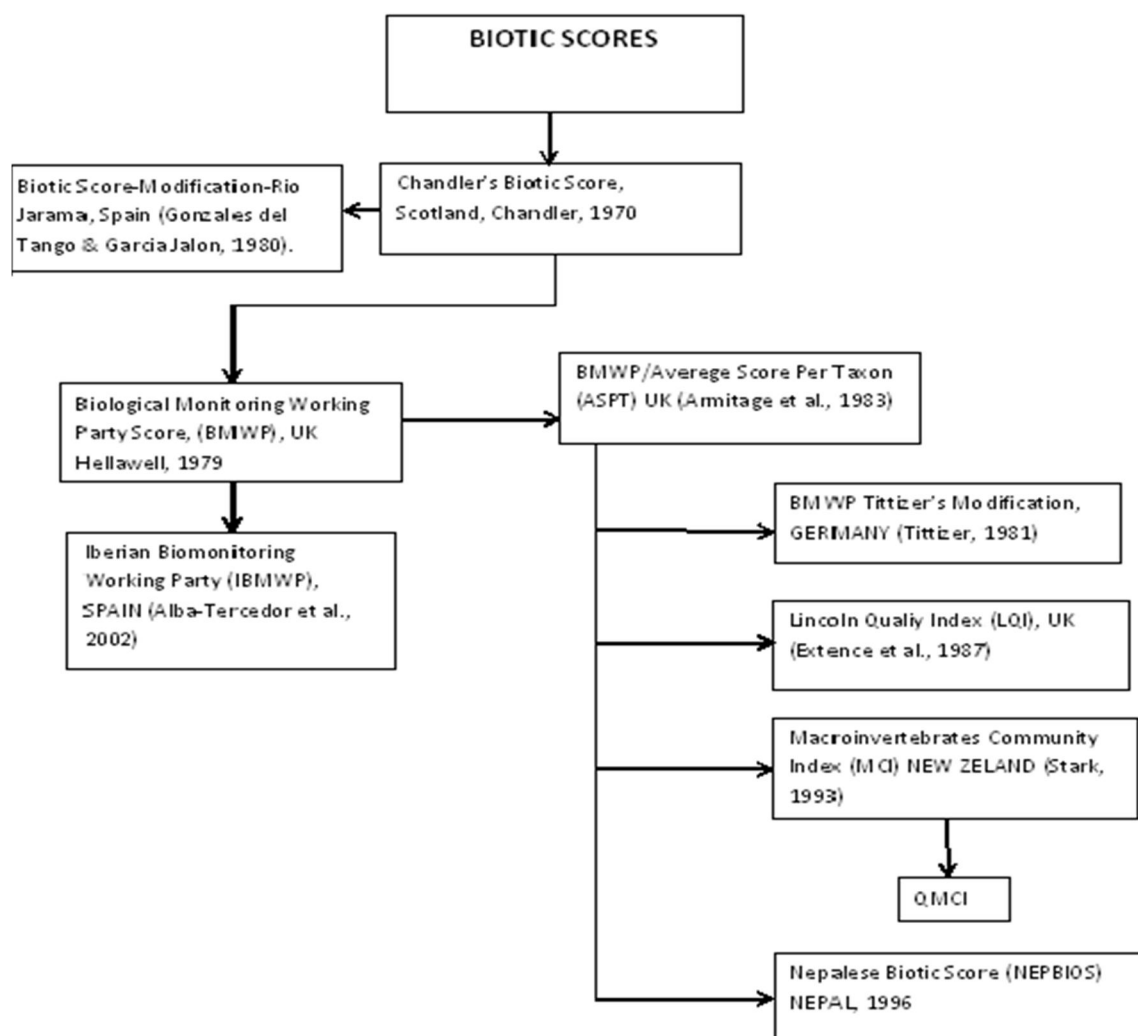
брой за разлика от списъка на индикаторните организми използвани в сапробните системи) и принципа че, разнообразието на дънната фауната намалява при наличието на замърсяване. Най-често наблюдаваната последователност е изчезването от биоценозата на отделни групи животни в зависимост от увеличаване на замърсяванията. Тоест тези системи използват както толерантността на отделни групи организми, така и намаляването на биологичното разнообразие в замърсените води. Това отговаря на типове отговори А и В от Таблица 1.

Идеята да се използва биотичен индекс е дадена за пръв път още от Кпörr (1954). Един от най-първите разработени Биотични индекси е този на Век (1955) създаден за потоците във Флорида. Той се е наложил в кратките и лишените от техническо съдържание доклади, предназначени за нуждите на управлението на водните ресурси. Това е една от основните първопричини за развитието на биотичните и сапробиотичните индекси, както и на другите методи за анализ на биологичните данни. Силен тласък в развитието и използването на Биотичните индекси дава Биотичния индекс на р. Трент (ТБИ) на Woodiwiss (1964). Повечето от съвременните Биотични индекси произлизат от ТБИ, който дава началото на индексите използващи стандартна таблица. Всички останали индекси като Френски, Белгийски, Ирландски Индекс (Flanagan & Toner, 1972) Датски Биотичен Индекс (Andersen et al. 1984), Български Биотичен Индекс (Uzunov et al., 1998) и др. са модификации на ТБИ. По-късно ТБИ е бил разширен в границата от 0 до 15 вместо от 0 до 10 с цел прецизиране на показанията (Woodiwiss, 1978). Почти всички биотични индекси мога да се разделят на такива базирани на формула и базирани на стандартни таблици Фигури 4 и 5.





**Фиг. 4.** Произход на по-известните индекси за оценка качеството на повърхностните води използващи стандартни таблици (Sharma & Moog, 2001).



Фиг. 5. Произход на по-известните индекси, използващи формула за изчисление степента на замърсяване (Sharma & Moog, 2001).

### Индекс на р. Трент (ТВИ)

За пръв път е използван от борда за управление на река Трент в Великобритания, но след това се явява като родоначалник на множество по-късно създадени биотични индекси. Дънните безгръбначни се събират чрез т.нар. „ритане“ (kick sampling), като след това се определят до ниво семейство, род или вид в зависимост от типа на организмите. Индексът е базиран както на чувствителността на ключовите групи към замърсяването така и от техния брой. Чистите води получават стойност 10 и тя намалява с увеличаване на замърсяването. Най-ниската стойност на индекса е 0 и тя се получава, когато в пробата липсват изобщо организми или присъстват само такива дишащи атмосферен кислород.

**Таблица 3.** Ниво на определяне на таксономичните групи нужни за изчисляването на ТВІ (съгласно Woodiwiss, 1964 и Metcalfe, 1989)

| За отделни група се считат:                                | Обикновено наименование                                 |
|--|---|
| Ларви на разред Trichoptera                                | Ручейници   |
| Ларви и имаго на разред Coleoptera                         | Водни бръмбари  |
| Ларви на Diptera (с изключение на ларвите на Chironomidae) | Водни мухи  |
| Всяко семейство от подклас Oligocheta тип Annelida         | Сладководни малочетинести червеи                        |
| Всеки род от разред Plecoptera                             | Перли   |
| Всеки род от разред Ephemeroptera                          | Еднодневки  |
| Всеки вид от клас Hirudinea                                | Пиявици   |
| Всеки вид от тип Mollusca                                  | Охлюви, миди  |
| Всеки вид от подтип Crustacea                              | Прави раци, криви раци, гамаруси, водни магаренца и др. |
| Всеки вид от разред Megaloptera                            | Голямокрили   |
| Всеки вид Hydracarina                                      | Водни кърлежи   |
| <i>Chironomus thummi</i>                                   | Червени хириномуси                                      |

### Модифициран и разширен индекс на р. Трент (ЕВІ)

Ghetti (1986) модифицира индексът на р. Трент за нуждите на биологичния мониторинг на италианските води. Броя на фаунистичните групи е разширен до 36+, за разлика от ТВІ където групите са 16. Индексът се използва като регионален стандарт в Италия. Най-високата стойност на индекса е 14 а най-ниската 0. Методът разделя повърхностните води на 5 класа, всеки от които се обозначава с различен цвят в зависимост от замърсяването, като се използва стандартната схема за обозначение - най-чистите води се означават със син цвят а най-замърсените с червен.

**Таблица 4.** Нивото на детерминация на организмите съгласно ЕВІ.

| Систематична група | Систематична единица (СЕ) | Систематична група       | Систематична единица (СЕ) |
|--------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|
| PLECOPTERA         | Род                       | HIRUDINEA                | Род                       |
| TRICHOPTERA        | Семейство                 | OLIGOCHAETA              | Семейство                 |
| EPHEMEROPTERA      | Род                       | <i>Останалите групи:</i> |                           |
| COLEOPTERA         | Семейство                 | MEGALOPTERA              | Род                       |
| ODONATA            | Род                       | PLANIPENNIA              | Семейство                 |
| DIPTERA            | Семейство                 | NEMATOMORPHA             | Присъствие                |
| HETEROPTERA        | Род                       | BRYOZOA                  | Присъствие                |
| CRUSTACEA          | Семейство                 | COELENTERATA             | Присъствие                |
| MOLLUSCA           | Род                       | PORIFERA                 | Присъствие                |
| TRICLADIDA         | Семейство                 |                          |                           |

### Белгийски Биотичен Индекс (ВВІ)

Белгийския Биотичен Индекс е комбинация от два индекса - индексът на р. Трент (Woodiwiss, 1964) и на Френския биотичен индекс (Indice Biotique Globale - Verneaux J. & Tuffery G. (1967). Приет е като национален стандарт в Белгия и се използва за нуждите на биологичния мониторинг. Стойностите на индекса варират от 0-10, като най-чистите води са със стойности 9-10, а най замърсените със стойност

0-2. При анализа на пробите единични екземпляри се игнорират и не участват в изчисляването на индекса, тъй като се считат за привнесени чрез дрифта.

**Таблица 5.** Ниво на детерминация необходимо за изчисляването на BBI (по De Pauw & Vanhooren 1983)

| Систематична група | Систематичен ранг на ключовите групи |
|--------------------|--------------------------------------|
| PLATHELMINTHES     | Род                                  |
| OLIGOCHAETA        | Семейство                            |
| HIRUDINEA          | Род                                  |
| MOLLUSCA           | Род                                  |
| CRUSTACEA          | Семейство                            |
| PLECOPTERA         | Род                                  |
| Ephemeroptera      | Род                                  |
| TRICHOPTERA        | Семейство                            |
| ODONATA            | Род                                  |
| HEMIPTERA          | Род                                  |
| COLEOPTERA         | Семейство                            |
| DIPTERA            | Семейство                            |
| CHIRONOMIDAE       | Група <i>thummi-plumosus</i>         |
|                    | Всички останали                      |
| HYDRACARINA        | Присъствие                           |

**Таблица 6.** Тълкуване на стойностите на BBI (по De Pauw & Vanhooren 1983).

| Класове | Биотичен Индекс | Цвят    | Степен на замърсяване                 |
|---------|-----------------|---------|---------------------------------------|
| I       | 10-9            | син     | Чисти води                            |
| II      | 8-7             | зелен   | Слабо замърсени                       |
| III     | 6-5             | жълт    | Умерено замърсени – критична ситуация |
| IV      | 4-3             | оранжев | Силно замърсени                       |
| V       | 2-0             | червен  | Много силно замърсени                 |

### Адаптиран Биотичен Индекс

Базиран е на Quality Rating Scheme (Clabby & Bowman, 1979; Clabby, 1981), която от своя страна използва TBI (Woodiwiss, 1964). Индексът е стандартизиран, публикуван и за първи път въведен в системата на МОСВ през 1998, като опити за неговото използване са направени още през 1992 г. Понастоящем е утвърден като стандартна методика за хидробиологичен мониторинг на повърхностните води със Заповед на Министъра на околната среда и водите № РД – 412/15.06.2011. Индексът използва относителното обилие съчетано с разнообразието на индикаторните групи организми. От тяхното пропорционално представяне се определя качеството на водата. Оригиналът на схемата е разработена за използване в бързите участъци с каменисто или чакълесто дъно на реките. По-късно метода е разширен за да може да се покрият тинестите участъци и тези със слабо течение.

**Таблица 7.** Кратка схема за определяне на стойностите на адаптирания биотичен индекс (Варадинова и кол., 2013).

| Индикаторна група            | Брой таксони в инд. група           | Общ брой таксони |       |        |         |         |
|------------------------------|-------------------------------------|------------------|-------|--------|---------|---------|
|                              |                                     | 0 - 1            | 2 - 5 | 6 - 10 | 11 - 15 | 16+     |
| Стойност на Биотичния Индекс |                                     |                  |       |        |         |         |
| А                            | 4+                                  |                  | 3 - 4 | 4      | 4 - 5** | 5**     |
|                              | 2/3                                 |                  | 3     | 3 - 4  | 4       | 4 - 5** |
|                              | 1                                   |                  | 2 - 3 | 3      | 3 - 4   | 4       |
| В                            | 5+                                  |                  | 2 - 3 | 3      | 3 - 4   | 4       |
|                              | 1 - 4                               |                  | 2     | 2 - 3  | 3       | 3 - 4   |
| С                            | всички предишни инд. групи липсват* |                  | 2     | 2 - 3  | 3       | 3 - 4   |
| Д                            | всички предишни инд. групи липсват* | 1                | 1 - 2 | 2      | 2 - 3   |         |
| Е                            | всички предишни инд. групи липсват* | 1                | 1     | 1 - 2  |         |         |

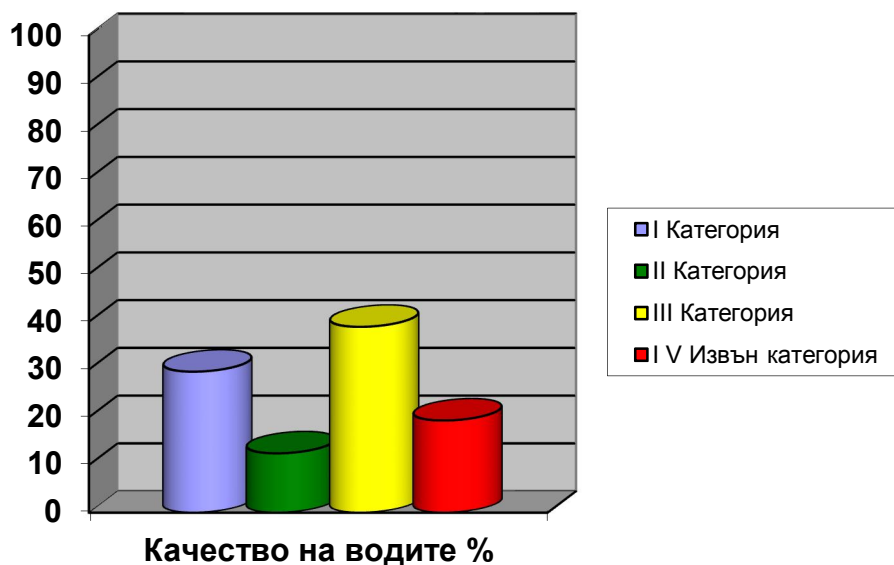
**Забележки:** \* Единични екземпляри се игнорират  
 \*\* БИ5 и 4-5 се определят, само в случаите, в които съобществото не е очевидно дисбалансирано

Стойностите на индекса са типове специфични и обхващат по-голямата част от речни типове представени на територията на България. За типове, които не са включени в Наредба Н-4/23.09.2014) или предложените методи не са проверени в достатъчна степен, се налага в да се разработят, адаптират и да се апробират методи.

**Таблица 8.** Тълкуване на стойностите на адаптирания български индекс за следните типове реки R2/R3, R4/R5, R7/R8, R10, R12, R13 (съгласно Наредба Н-4/23.09.2014).

| R2/R3, R4/R5, R7/R8, R10, R12, R13 | EQR       | БИ      |
|------------------------------------|-----------|---------|
| нормална скала за БИ               | 0,8 - 1,0 | 4 - 5   |
| 1 ÷ 5                              | 0,7       | 3,5     |
| R10 скала: 1 ÷ 4                   | 0,5 - 0,6 | 2,5 - 3 |
| R12, R13 скала: 1 ÷ 4,5            | 0,4       | 2       |
|                                    | 0,3 - 0,2 | 1 - 2   |

**Фиг. 6.** Категоризация на водите в България, оценени чрез адаптирания биотичен индекс за периода 1998-2002 г. (непубликувани авторски данни).



| Категория       | Категории |        |        |           |
|-----------------|-----------|--------|--------|-----------|
|                 | I         | II     | III    | IV        |
| БИ              | 4, 4-5, 5 | 3-4    | 3, 2-3 | 2, 1-2, 1 |
| Общо 298 пункта | 88        | 37     | 116    | 57        |
|                 | 29,53%    | 12,42% | 38,92% | 19,13%    |

I – първа категория, (чисти, питейни) незамърсени води, БИ - 5; 4-5; 4

II - втора категория условно чисти води, БИ - 3-4

III - трета категория (замърсени) води, БИ - 3; 2-3

IV – извън категориите, силно замърсени води БИ 2; 1-2; 1

### Български Биотичен Индекс (BGBI)

Българският Биотичен Индекс (BGBI) (Uzunov et al., 1998) се основава на модификация на индекса на р. Трент - метод широко прилаган в множество страни на Европа и стоящ в основата на повечето индекси използващи за оценка таблици с организми (Woodwiss, 1964; De Pauw & Vanhooren 1983; Ghetti, 1986).

Индикаторните групи организми са подбрани като са използвани бази данни съдържащи извадки от макрозообентоса на българските реки. Метода се основава на т. н. ключови групи организми, чието определяне не изисква специална таксономична квалификация. Наред с това, вторият основен параметър са т. н. индикаторни групи, присъствието (или отсъствието) на които в даден водоем носи достатъчно ясна екологична информация. Използват се 14 ключови систематични групи, които са представителни и се срещат най-често във вътрешните реки. В основата на индекса е таблицата на индикаторните и ключовите групи.

Индикаторните групи са разделени в 5 класа, съответстващи на градацията от чистите води към замърсени, или ако се използва известната класификация на Kolkwitz & Marson (Русев, 1993), от ксеносапробни към полисапробни зони. Така например, индикаторните организми от Клас А (Таблица 9) се явяват показатели за ксеносапробия, клас В - олигосапробия, клас С - β-мезосапробия, клас D - α-мезополисапробия и клас Е - полисапробия.

**Таблица 9.** Ниво на детерминация необходимо за изчисляването на BGBI (Uzunov et. al., 1998).

| Систематична група | Систематичен ранг на ключовите групи |
|--------------------|--------------------------------------|
| BRYOZOA            | Клас                                 |
| PORIFERA           | Клас                                 |
| TURBELARIA         | Род                                  |
| OLIGOCHAETA        | Семейство                            |
| HIRUDINEA          | Род                                  |
| MOLLUSCA           | Род                                  |
| MALACOSTRACA       | Род                                  |
| EPHEMEROPTERA      | Род                                  |
| PLECOPTERA         | Род                                  |
| ODONATA            | Род                                  |
| TRICHOPTERA        | Семейство                            |
| HETEROPTERA        | Род                                  |
| COLEOPTERA         | Семейство                            |
| DIPTERA            | Семейство                            |

**Таблица 10.** Съответствие на стойностите на BGBI и категориите на повърхностните води съгласно Наредба №7/1986 г.

|      |   |
|------|---|
| 8-10 | I категория (чисти води с качества на питейни)  |
| 6-7  | II категория (условно чисти води)   |
| 3-5  | III категория (замърсени води)  |
| <2   | извън нормираните категории (силно замърсени води)  |
| 0    | антисапробна ситуация, биологична пълноценност клоняща към нула, резултат от токсично или инертно въздействие |

На Таблиците по-долу са показани стойностите на различните индекси използвани у нас показващи качеството на водите според категориите.

**Таблица 11.** Съответствие на стойностите на различните индекси и категориите на повърхностните води съгласно Наредба №7/1986 г и Uzunov et. al.,1998.

| Индекс          | Сапр. кат | SROT  | SPUB    | BGBI | ABI     |
|-----------------|-----------|-------|---------|------|---------|
| I категория     | х-о       | 60-90 | 1,5-0   | 8-10 | 4-4,5-5 |
| II категория    | β         | 40-60 | 2,5-1,5 | 6-7  | 3,5     |
| III категория   | α         | 25-40 | 3,5-2,5 | 3-5  | 2-2,5-3 |
| извън категория | ρ         | <25   | <3,5    | <2   | 2,5     |

**Таблица 12.** Съответствие на индексите използвани у нас и скалата изисквана от РДВ по Uzunov et. al., 1998, Проект 508/2004 г., Наредба Н-4/23.09.2014 г.

| Индекс     | Сапр. кат | SROT  | SPUB    | BGBI | ABI |
|------------|-----------|-------|---------|------|-----|
| Отлично    | х         | 80-90 | 0-0,5   | 8-10 | 4-5 |
| Добро      | о         | 60-80 | 0,5-1,5 | 6-7  | 3,5 |
| Умерено    | β         | 40-60 | 1,5-2,5 | 3-5  | 3   |
| Лошо       | α         | 20-40 | 2,5-3,5 | <2   | 2,5 |
| Много лошо | ρ         | 10-20 | 3,5-4   | 0    | 1-2 |

### Мултивариационен подход

Той е в състояние да открие фините разлики в разпределението на таксоните и тяхната поява или изчезване в пространството и времето. Тези статистически техники позволяват да се открие тенденцията на промяна между отделните групи и/или между таксоните и измененията на околната среда. От началото на 80-те години на миналия век, еколозите изучават цялостната взаимовръзка между таксоните и свързаните с тях параметри на околната среда. Wright et al., (1988, 1989; 1993) използват методите на мултивариационния анализ за да класифицират незамърсените течащи води и за да предскажат типа на съобществата от данните за околната среда. Резултатите от тези изследвания са използвани в системите за предсказване и класифициране на реките на базата на макробезгръбначните (RIVPACS). Този модел изчислява вероятността за срещане на даден таксон в предварително определена група от референтни пунктове. Използването на предсказващите модели от типа на RIVPACS става в три основни стъпки: Определяне на типа на съобществото (основано на съобществата от макро-безгръбначни), като се използват за класификации от статистиката (напр. клъстерен анализ, или техники за ординация като TWISPAN), Определяне на обяснителните променливи на околната среда (химични и физични показатели), Предсказване на вероятността да се срещне даден таксон.

По-ранните изследвания на замърсяването на водите, страдат от проблема с представянето на дълги списъци от видове в докладите. Това води до трудности с представянето на тези доклади на мениджъри, инженери и др. специалисти без биологично образование. Биотичните индекси от друга страна доставят информацията в лесен и достъпен вид, но това не става без значителна загуба на първичната информация.

Мултивариационните техники попълват тази празнина, с провеждането на обективен анализ на структурата на съобществото, базиран на пълни списъци от видове. Това се постига като се представят графично две или повече абсциси, което позволява дори сложните зависимостта лесно да се моделират с минимална загуба на информация. Едно допълнително предимство на този подход е, че позволява биологичните данни да бъдат анализирани в непосредствена връзка с химичните и физичните параметри на водната среда, за изясняване каква е връзката с факторите на средата в замърсените участъци и съобществата, които ги съпътстват.

### Мултиметрични и експресни техники за оценка

Този подход (метод) се възползва от някои от основните екологични характеристики на съобществото. Тези техники за оценка на екологичното състояние на реките са се наложили като основен подход при управлението на реките в САЩ. Той за пръв път е разработен от (Karr, 1991) на базата на съобщества от риби и макробезгръбначни (Индекса за Биологична Пълноценност) и по-късно е бил адаптиран и прецизиран за по-широко приложение (Индекс за МЗБ Съобщества или IBI-B) (Kerans & Karr, 1994). Тези индекси използват набор от единични метрики за да установят ими ли отклонения от естествените неповлияни води и ако има каква е общата деградация на екосистемата.

Barbour & Stribling (1991) дават принципната основа на мултиметричния подход. При него здравето на съобществата се определя от (i) от тяхната структура (ii) баланса в тях (iii) и функционалните трофични



групи. Тези показатели в комбинация със състоянието на хабитатите, дават цялостна оценка за здравето на съобществото. Метриците, които обикновено се използват в мултиметричните и бързи техники обикновено са следните:

- ✓ Видово богатство/състав (напр. общи брой таксони, брой на ЕРТ таксоните (Plecoptera, Ephemeroptera и Trichoptera), броя на Хиронмидите, броя на индивидите, процента на доминиращите таксони, процент на видовете толерантни към седимента и др.) се използват за да се открие органичното замърсяване.
- ✓ Биоразнообразие (Индексът на Shannon-Weaver и др.)
- ✓ Толерантност/нетолерантност (напр. присъствието на замърсител влияе на отношението на толерантните към нетолерантните таксони), която разчита на разпределение, на (не)толерантните стойности на таксоните.
- ✓ Биотични индекси (напр. различни индекси определяни на ниво Семейство Индексът на Hilsenhoff (1988) или BMWP/ASPT (Hawkes, 1998), които включват още стойности на толерантните и нетолерантните таксони и/или измерват биоразнообразието.

Сходство/загуба на сходство (напр. индекс за обедняване на съобществото, Bray-Curtis (1957) и др.), което е базирано на сравнението между пунктовете (референтни спрямо повлияни)

Функциониране на екосистемата при различни видове замърсявания (напр. процент на функционалните трофични групи, изучаване на жизнените цикли), които отразяват промяната на начина на хранене при съответния жизнен цикъл в отговор на различните типове нарушение на средата.

Много от тези метрики често се изчисляват, но рядко се използват в мултиметричните анализи (напр. Индексът на Bray-Curtis).

### **Методи анализиращи трофичната структура**

Това е друга група от методи използваща структурата на съобществата за целите на биологичния мониторинг, третиращи както трофичния статус на видовете така и баланса между отделните елементи на хранителните вериги. Съобществата се класифицират не толкова на таксономичен принцип, а по принадлежността си към дадена трофична група. Оценяват се по това дали усвояват даден хранителния ресурс по сходен начин. При оценката се отчита съотношението и относителното обилие на Филтраторите, Детриторфагите, Стържещите и другите трофични групи, което дава информация за наличието на замърсители или други нарушения във функционирането на екосистемата (Wurtz, 1955; Schweder, 1990; Pavluk et al., 2000. Тези методи са много перспективни, въпреки, че са им присъщи някои недостатъци, намират у нас широко приложение включително и за оценката на стоящите водоеми (Varadinova et al., 2007), (Заповед № РД – 412/15.06.2011).

### **EQR подход**

Качеството на водите определено и изчислено чрез която и да е система използваща индекси може да бъде съпоставено с референтния статус, който може да постигне даден пункт. Тази стойност се определя като се раздели изчислената стойност на референтната. Това съотношение се нарича EQR (Ecological Quality Ratio) съгласно РДВ. Референтната условия мога да се изведат по няколко начина – от реално пробонабиране, експертно мнение, исторически данни, или да бъде изчислена чрез предсказващи модели от типа на RIVPACS. Предсказаната референтна стойност може да бъде сравнена с наблюдаваната и да се пресметне доколко тя се различава от оптималната за даден пункт. В RIVPACS това става, като се използват различни биотични индекси като BMWP, ASPT или Общ брой на таксоните (NOT) (Sweeting et al., 1992).

Класовете за екологично състояние като цяло и състоянието на биологичните елементи в частност са дефинирани според тяхното отклонение от референтните условия, които следва да съответстват на определенията за отлично екологично състояние.

Това отклонение се изразява чрез коефициента за екологично качество (EQR) върху скала от единица (отлично състояние) до нула (много лошо състояние). За средни стойности се приемат обикновено 0,6 – 0,8 отклонение от оптималното състояние, така се отчитат и резултатите, получени от различните видове биологични елементи за качество на водите.



Фиг. 7. Изчисляване на EQR за различните типове водни тела

В Таблица 11 са обобщени най-често използваните подходи и методи използващи дънните макробезгръбначни.

Таблица 11. Най-често използваните методи основани на дънните макробезгръбначни.

| Метод/Подход  | Страна                           | Литература          |
|---|----------------------------------|---------------------|
| <b>Сапробен подход</b>  |                                  |                     |
| Австрийска модификация на Pantle & Buck                             | Австрия                          | Moog, 1995          |
| Pantle и Buck модификация за нуждите на Германия                    | Германия                         | DEV, 1988–1991      |
| Сапробен индекс на Zelinka&Marvan, модификация по Rothschein (SROT) | Чехословакия/България            | Rothschein, 1962    |
| Сапробен индекс по Pantle и Buck (SPUB)                             | България, Македония/Сърбия и др. | Pantle & Buck, 1955 |

| Метод/Подход  | Страна                 | Литература                                  |
|---|------------------------|---|
| <b>Системи описващи биологичното разнообразие на съобществата</b> |                        |   |
| Индекс за индивидуалното видово разнообразие (HIND)               | Различни вкл. България | Shannon & Weaver, 1949                      |
| Индекс за изравненост   | Различни вкл. България | Pielou, 1966                                |
| Индекс на доминиране  | Различни вкл. България | Simpson, 1949                               |
| <b>Биотични индекси</b>   |                        |   |
| Belgian Biotic Index (BBI)  | Белгия                 | De Pauw & Vanhooren, 1983                   |
| Български Биотичен Индекс (BGBI)                                  | България               | Uzunov et al., 1998                         |
| Адаптиран Биотичен Индекс (ABI)                                   | България               | Cheshmedjiev et al., 2013                   |
| Indice Biotico Estesio (IBE)                                      | Италия                 | Ghetti, 1997                                |
| BMWP, ASPT  | Англия                 | Armitage et al., 1983                       |
| Family Biotic Index (FBI)   | САЩ                    | Hilsenhoff, 1988                            |
| NEPBIOS   | Непал                  | Sharma & Moog, 2001                         |
| South African Score System  | Южна Африка            | Chutter, 1972                               |
| <b>Мултиметрични индекси</b>                                      |                        |   |
| Index of Biotic Integrity (IBI)                                   | САЩ                    | Barbour et al., 1992                        |
| EBEOSWA   | Холандия               | STOWA, 1992                                 |
| Acidification Index   | Швеция                 | Johnson, 1998                               |
| Метод/Подход  | Страна                 | Литература                                  |
| <b>Мултивариационен подход</b>                                    |                        |   |
| RIVPACS   | Англия                 | Wright et al., 2000                         |
| AUSRIVAS  | Австралия, Индонезия   | Smith et al., 1999, Sudaryanti et al., 2001 |
| SWEPACS   | Швеция                 | Sandin, 2001                                |
| PERLA   | Чехия                  | Kokes et al., 2006                          |
| <b>EQR подход</b>   |                        |   |
| Environmental Quality Index (EQI)                                 | Англия                 | Sweeting et al., 1992                       |
| Всички индекси участващи в интеркалибрацията на страните от ЕС.   | Различни страни от ЕС  |   |
| <b>Методи използващи трофичната структура</b>                     |                        |   |
| Index of Trophic Completeness (ITC)                               | Русия, Холандия        | Pavluk et al., 2000                         |
| Rhithron/Potamon Feeding Type Index (RETI/PETI)                   | Германия, България     | Schweder, 1990                              |
| Интегрален трофичен индекс (IT)                                   | България               | Varadinova et al., 2007                     |
| <b>Други индекси и подходи</b>                                    |                        |   |
| % Oligochaeta   | България               | Пареле и Астапёнок, 1975                    |
| EPT -abundance  | България, САЩ          | Plafkin et al. 1989                         |
| EPT - Taxa Richness   | България, САЩ          | Wallace et al. 1996                         |
| Gammarus/Asellus Index  | Англия                 | MacNeil et al., 2002                        |

## **Предимства и недостатъци на различните подходи (системи)**

Повечето сапробни системи изискват подробен таксономичен анализ на организмите, което е трудоемък, а в някои случаи и трудно осъществим процес. От друга страна част от сапробните системи са съсредоточени върху водорасли, бактерии и протозои, което им дава предимство при оценката на водни местообитания, лишени от макрозообентос.

Биотичните индекси, използващи за определянето на индекса таблици, са лишени напълно от изчислителна работа, което значително опростява определянето на съответната стойност.

Въпреки, че в много от случаите се изисква определяне до род на голяма част от таксономичните групи, за опитен експерт това е сравнително лесно и бързо, което е голямо предимство при прилагането му в рутината практика.

В действителност, Kolkwitz & Marson и други по-късни автори са критикувани за слабите си познания в таксономията на безгръбначните (Wihlm, 1975). Принципните критики на сапробните системи са свързани на първо място с проблемите касаещи определянето на групите, за които няма разработени достатъчно добри ключове за детерминация или групи, които са трудни за определяне или изискват много време и на второ място - с липсата или противоречивата информация, отнасяща се до екологичните изисквания на отделните видове (Moog et al., 1997). Въпреки това, когато сапробните индекси са приложени само за популациите на макробезгръбначните, те в оценката си се доближават много до Биотичните индекси, дискутирани по-горе.

Също така Bartsh & Ingram (1966); Tittizer & Wiemers (1979), изследват мнението на северно-американските биолози като правят списък на по-важните критики на тези автори. Общо казано критиките им се отнасят както за системите използващи биотични индекси, така и към всяка строго определена система използвана самостоятелно. Те наблягат на нуждата от гъвкав подход към проблемите свързани със замърсяването на водите.

Критиките към системите, използващи Биотични индекси са че, някои от тях не държат сметка за численост на видовете или използват опростени числени скали.

Липсата на количествени подходи лишават част от тези методи от възможността да се отчита характерът на влиянията. Но от друга страна простотата с която се изчисляват тези индексите дава възможност за обработка на данни от значително по-голям брой пунктове. Този брой може да се увеличава или намалява в зависимост от нуждите на съответната държава (област) или при нужди от управленски характер за прецизиране на границите на замърсените участъци.

Някои автори не приемат факта, че оценката се извършва по няколко индикаторни вида, което е основно в тези методи. Освен това, тези отделни видове е възможно да са попаднали с дрефта от почисти притоци и да дадат невярна представа. Затова при някои Биотични Индекси изрично се подчертава, че единичните екземпляри се игнорират и не се взимат под внимание при определянето на качеството на водите. Към това трябва да се прибави още, че самото определяне на броя на групите изисква доста добра таксономична подготовка, което не отговаря на едно от основните изтъквани предимства на тези методи, че такава квалификация не е нужна.

Ценотичните индекси най-добре прилягат при влияние на физически фактори, както и замърсяване с токсични субстанции. При органични замърсявания и евтрофикация много често едни видове се заместват с други без това да промени значително ценотичните показатели. Тези индекси варират значително в зависимост от метода на пробонабиране, сезона и нивото на определяне. Класификацията на качеството на водите е затруднено, защото има много отклонения от стойностите дори за незамърсени участъци в зависимост от биотопите и др. условия. Много изследвания показват, че индексите на разнообразие са недостатъчно чувствителни при умерено замърсяване с различни типове замърсители. Понастоящем тези индекси са стандартизирани за рутинен мониторинг в много от страните от ЕС, но не се използват самостоятелно, а в комбинация с други метрики или влизат във формулата на различни комплексни индекси (мултиметрики). За пресмятането на EQR се нуждаем от

референтна стойност, тъй като предсказващите методи подобни на RIVPACS се използват предимно в САЩ, Великобритания, Австралия и Канада, Нова Зеландия, то за много от европейските страни трудно се намират такива стойности. Съгласно РДВ, тези стойности трябва да бъдат описани за всеки речен тип, във всеки екорегиян. В много случаи особено в Европа пунктове с такива характеристики липсват, а историческите данни за референтните стойности са безвъзвратно изгубени. Решението тогава е да се търсят такива условия в друг речен басейн от същия екорегиян.

### **Изследвания върху състава, структурата и разпределението на макрозообентоса в България**

Първи опити за характеризирание на замърсяването на българските реки от сапробиологична гледна точка са правени с помощта на биоиндикатори по метода на сапробните валенции (Marvan et al., 1959), (Kubicek et al., 1959), допълнени от Zelinka и Marvan (1961, 1966), с модификацията на Rothschein (1959, 1962) върху няколко български реки, включително и Дунав (Русев, Ефремов и др. 1959, 1961, 1964, 1965, 1967, 1968). Резултатите от тези изследвания са обобщени по време на симпозиума (конференцията) организирана от EIFAC - FAO (1970). През 1968 - 1969 г. са извършени комплексни изследвания върху процесите на самопочистване в поречието на няколко български реки (Марица, Искър, Дунав, Тунджа), (Russev, 1968a,b,c, Russev 1969).

Изследвани са взаимовръзките между различни биологични параметри като БПК<sub>5</sub>, сапробиологичен индекс, col<sub>i</sub>-титър и титър на аминокиселините бактерии. (Гърданов и др., 1971).

През 1973 Русев предлага подобрение на метода на Zelinka и Marvan (1961) и публикува цветна карта за състоянието на българските реки по отношение на замърсяването.

Редица автори са работили върху установяването на нови биоиндикатори във връзка с широко използваните в България сапробни системи. Например Kumanski (1974) съобщава 14 вида ларви от разред Trichoptera като нови индикатори за първите три сапробни зони. (Russev, 1975) съобщават 219 вида водни макробезгръбначни, които могат да бъдат използвани като биоиндикатори. Русев и Янева (1976) заедно с фаунистичните и екологични данни разглеждат и биоиндикаторното значение и сапробни валенции на 12 вида пиявици; Russev (1979) дискутира приспособителните възможности на ларвите на едnodневките към различно замърсените води и съобщава индикаторните възможности на 27 вида от разред Ephemeroptera (без род Baetis, а Janeva (1979) - сапробните валенции на 15 вида от род Baetis (Ephemeroptera). Ковачев (1979 г.) доказва секвентния характер на разпределението на 53 ларви и какавиди от семейство Simuliidae (Diptera) в отделните сапробни степени, като включва и видовия сапробен индекс (S) на Sladeček (1973a) Uzunov (1979a, 1979b), Uzunov et al., (1988) съобщават също така сапробните валенции, индикаторното тегло и индивидуалния сапробен индекс на 113 вида Oligochaeta, а Janeva (1979, 1987) – на сапробните валенции на р. Baetis (Ephemeroptera) както и на вида Gammarus arduus (Amphipoda).

Дългогодишните хидробиологични изследвания на река Дунав дават възможност получените резултати да бъдат използвани и в областта на сапробиологията. Така Russev (1972, 1977) чрез използване на оригинални методи от областта на бентосната биоценология прави сравнителна сапробиологична характеристика на българския дунавски сектор през периода 1956 - 1973 г. Russev (1972, 1977) установява влошаването на качеството на водите на Дунав от β- в α-мезосапробия.

В следствие с помощта на биоиндикаторните сапробни системи е правена биологична оценка на речните води на Дунав от Uzunov & Russev 1989, 1991).

Влиянието на отпадъчните води от района на Русе върху развитието на дунавския планктон е проучвано от Naidenov & Saiz (1985). Установена е зоната на самопочистване на реката при различна температура. Изследване е влиянието на замърсяването върху отделни групи водни животни. Така например Detscheva през периода 1972 - 1986 г. съобщава резултатите от проучванията си свързани с влиянието на замърсяването на 15 български реки и отражението му върху ресничестите инфузории (Ciliata, Protozoa); Ковачев (76, 85) изследва влиянието на замърсяването на реките Струма, Места и Марица върху видовете от сем. Simuliidae (Diptera); (Uzunov & Natchev, (1984) на реките Струма,

Места и Благоевградска Бистрица върху сем. Oligochaeta; Начев (1983) на р. Вит върху Hydracarina. Узунов (1982) разглежда разтворения кислород и сапробността като фактори, влияещи върху разпределението на Oligochaeta в реките; а Russev & Janeva (1983) и Русев и кол. (1988), - значението на Ephemeroptera за формиране структурата на зооценозите в р. Марица в зависимост от сапробността.

През този период продължават и сапробиологичните изследвания на българските реки – (Janeva, 1979), Янева (87, 88, 89, 91), Янева и Русев (1987) и много др.

Kovachev (1977); Kovachev & Uzunov (1977, 1979); Russev (1977, 1984). Река Марица се проучва отново през 1976 - 1977 г. Установени са тенденциите в изменението на сапробиологичното състояние (Russev et al., 1981); дискутира се ролята на грунота за изграждане на структурата на макрозообентосните съобщества в реката (Узунов и Ковачев, 1981a), а също значението на видовия дефицит на макрозообентосните съобщества като критерий за установяване на транспробно влияние.

Влиянието на речното замърсяване върху стоящите води е също обект на българските изследвания. По темата са работили няколко автори като резултатите са обсъдени в публикациите на Ковачев и Узунов (1981b,c), Найденов (1981); Сайс (1981). Изяснено е влиянието на торенето с карбамид върху биологичната пълноценност и качествата на водите в планинските водосбори чрез хидрохимични, хидробиологични, сапробиологични и токсикологични изследвания (Узунов и Ковачев 1986; Kovachev & Uzunov, 1987).

Изяснени са закономерностите при формирането на бентосните общества и тяхната динамика в процеса на самопречистване на реките Места и Струма, (Kovachev & Uzunov 1986; Uzunov & Kovachev, 1987).

Във връзка с необходимостта от създаване на подходящи критерии за биологичен контрол на фоновите регионални станции Русев предлага използването на редица опростени методи включващи числеността и броя, на стенобионтните и еврибионтни биоиндикаторни видовете (Русев 1982); (Русев 1984), както съотношението между броя и числеността на тези видове.

Kovatchev (1984) обосновава използването на структурните параметри; общо и индивидуално видово разнообразие, доминантност, изравненост и честота на срещане за подпомагане сапробиологичните анализи на реките. Той разглежда критично (1987) - два биотични индекса използвани за мониторинг на реките; а Янева и Русев (1987) - някои биологични методи за оценка на качествата на течащите води.

По-късно са проведени множество изследвания за отделни водни течения и басейни, които допринасят за познаване на видовото разнообразие на българската водна фауна. Такива са проучвания върху групите Ephemeroptera и Plecoptera публикувани от Vidinova (2003, 2006), Vidinova et al., (2006a,b), Vidinova & Russev (2009), Tyufekchieva et al., (2011, 2013).

Хидробиологични и фаунистични изследвания са правени и за реките Сазлийска (Stoichev 2003), Чепеларска река (Stoichev 2005), Факийска (Stoichev & Chernev, 2006), Рилска (Stoichev 2006a), Камчия (Stoichev 2006b), Тунджа (Stoichev 2006c), Синаповска (Stoichev 2011b), Велека (Stoichev & Varadinova 2011), Искър (Кендеров 2010; Kenderov et al., 2012).

През 1986 г. за пръв път са одобрени и включени в националното законодателството някои биологични показатели за оценка на качествата на течащи води, тези показатели и норми са валидни до 2013 г. когато в сила влиза новата наредба за характеризиране на повърхностните води, (Н-4/23.09.2014). Тя е резултат от редица предшествващи проекти, в които авторът е взел лично участие. Списъкът с проектите е представен в началото на работата.

Цялостна система за биологичен мониторинг на водите за пръв път е предвидена да се изгради по програма PHARE през 1992 г. Според тази програма територията на страната се разделя на пет района, като всеки от тях отговаря РИОСВ на МОСВ. На практика тази система започва да функционира през

1993 г. и до 1997 г. общия брой на пунктовете за мониторинг надхвърля хиляда. Стратегията е била да бъде изцяло покрита речната мрежа на страната с равномерно разположени (през 5 км) пунктове за хидробиологичен мониторинг, където позволяват условията в поречието. Такива са били изискванията на предложението тогава Ирландски Биотичен Индекс (Irish Q-Scheme). В последствие мрежата от пунктове се променя няколко пъти, като понастоящем наброява 617 пункта за контролен и оперативен мониторинг.

**Биологичния мониторинг** се дели на няколко вида: *Контролен, Оперативен, Проучвателен.*

За контролния мониторинг честотата на пробонабиране е един път годишно. Референтни незамърсени пунктове се обследват един път на две години. При значителна динамика на замърсяванията (аварийни, инцидентни и залпови замърсявания) честотата на пробонабиране може да се увеличи за отделни речни участъци до 4-5 пъти годишно по преценка на експертите от РИОСВ и ИАОС.

В споменатата по-горе наредба се разглеждат отделните БЕК и системи за екологични оценки на водите, както и физичните и химичните елементи за качество. Биологичните елементи са съобразени с типологията на водните тела в България. Посочени са граничните стойности на EQR за отделните степени, като методиката за пробонабиране е съобразена с европейските норми.

На базата на РДВ се предвижда продължаване на интеркалибрацията за страните с общи типове реки. За България такива са типовете: (R-M2/R-14) – Средиземноморски-пресъхващи реки, (R-L2/R 6) - р. Дунав, (R-E3/R7 и R-E2/R8) – Големи и малки равнинни реки с фин субстрат, както и езерата принадлежащи към L5.

## **Цел и задачи на изследването**

### ***Основните Цели на настоящия дисертационен труд са:***

Да се установи връзката с натрупаните данни през изминалите периоди с цел осъществяване на плавен преход към новите изисквания наложени от РДВ (ЕС 2000/060/ЕС). Да се разработи нов подход за пробовземане съвместим с количествените методи използвани в ГИГ, без да се налагат допълнителни инвестиции и с възможност за качествен контрол съпоставим с този на останалите ЕС страни.

### **Осъществяването на целта включва решаването на следните задачи:**

6. Анализ на натрупаните историческите данни и преглед на използваните у нас досега сапробиологични, ценотични и биотични индекси за мониторинг на повърхностните води.
7. Установяване каква корелацията между различните показатели нормирани в Наредба №: 7/1986 за оценка на качеството на повърхностните водите. Каква е връзката между използваните преди сапробни методи и метода използващ биотичен индекс.
8. Адаптиране на някои от използваните вече биотични индекси, така че, да дават адекватна оценка на екологичното състояние на водите в България. Тази оценка трябва да може да издържи проверката на Европейските институции;
9. Въвеждане на адаптиран метод, които осигурява възможност да се приравнят предишните резултати, с резултатите получени по мултихабитатния метод, който може да се използва при процеса на обмен на данни.
10. Да се установи доколко оценката на използваните методи зависи от типологията на водните тела в различните екорегииони.



**Поставените цели и задачи са разгледани в следните статии:**

**Статия 1**

SOUFI R., UZUNOV Y. (2008). Data on Ecological Status of the Kamchia River as Assessed by Invertebrate Communities Parameters. Acta Zool. Bulg., Suppl. 2, 2008: 233-242, Sofia.

**Статия 2**

SOUFI R., VARADINOVA E., UZUNOV Y. (2002). Trends in the changes on the saprobiological state of the Struma river the last 20 years. - International Symposium and Young Scientists' School - Bioprocess Systems'02, Sofia, October 28-29, II. 35-39.

**Статия 3**

SOUFI R., UZUNOV Y., VARADINOVA E. (2006). Relation of the standard Saprobological Indices used for water quality assessment of the river Struma with some other Biotic Indices used in Bulgaria and other EU countries. BioPs 2006, October 24-25, I.26-I. 32, Sofia.

**Статия 4**

CHESHMEDJIEV S., R. SOUFI, Y. VIDINOVA, V. TYUFEKCHIEVA, I. YANEVA, Y. UZUNOV, E. VARADINOVA (2011). Multi-habitat sampling method for benthic macroinvertebrate communities in different river types in Bulgaria. – Water Res. and Manag., 1 (3): 55-58.

В тази статия е направена съпоставка между адаптирания мултихабитатен метод за пробовземане и мултихабитатния метод предложен по проектите AQEM/STAR. (Cheshmedjiev et al., 2011).

**Статия 5**

UZUNOV Y., VARADINOVA E., SOUFI R., (2005). Shifts in species diversity of the bottom invertebrate in two South-West Bulgarian rivers. Varna workshop 2005: Large scale disturbances (regime shifts) and recovery in ecosystems: challenges for management towards sustainability. pp. 188-197.

**Статия 6**

SOUFI R., E. VARADINOVA, Y. UZUNOV (2004). Relation of the bulgarian biotic index to the standardized indices for water quality assessment of the River Mesta (SW Bulgaria) - Comp. rend. Acad. bulg. Sci., 57, 8: 83-86.

**Статия 7**

SOUFI R., UZUNOV Y., VARADINOVA E. (2006). Relation of the Bulgarian Biotic Index to the Standardized Indices for Water Quality Assessment in Bulgaria: Study on the Struma River (South-West Bulgaria). Acta Zool. Bulg., 58, (2) 2006: 265-273, Sofia.

## **Основни изводи от направените изследвания**

- Различните методи и техники за пробовземане на МЗБ от реки (за време или мултихабитатни) не оказват значително влияние при оценката на основните типови индекси (сапробни или биотични), когато представените речни хабитати са добре покрити.
- За населените места в България, които заустват отпадъчните си води в много малки или пресъхващи реки (с променлив отток), е наложително изграждането и пускането в експлоатация на достатъчно ефективни ПСОВ (с механично и биологично стъпало) поради ограничения самопречиствателен потенциал на тези реки (Статия 1).
- Промените във видовия състав на макрозообентоса са свързани не само с поява или отпадане на отделни видове, но и с реструктуриране на съобществата, изразено чрез тяхното разпространение и степен на доминиране. За отделни пунктове/участъци на реките тези промени могат да се тълкуват и като смяна на режима (regime shift) (Статия 5).
- При стабилна сапробиологична обстановка лимитиращо значение придобиват физични фактори (хидрологичен режим, хидроморфологични промени), част от които са глобални и регионални напр. засушаване на климата, екстремни наводнения и регулиране на оттока (Статия 5).
- Използването на гъвкави, интегрирани и мултиметрични методи за екологична оценка, осигурява възможност за достатъчно точна оценка на особените случаи (специфична типология, особени субстрати и др.) включително и дългосрочни промени в климата (за референтните екосистеми).
- Използваният в България АБИ, може лесно да се приспособи за използване при различните климатични и физикогеографски условия на други страни. Методът е приложен успешно в условията на шест страни от Източна Европа и от региона на Кавказ, които са с много по-различен климат от този в България (Проект EPIRB).
- Предлаганите методи за пробовземане и анализ на съобществата от МЗБ в реките позволяват въвеждането на ефективни системи за верификация на данните за екологичното състояние при прилагането им в системата за биомониторинг в България както следва:
- ✓ *Верифициране на пробовземането на терен (ринг-тест с няколко експерти, които извършват успоредно пробовземане на един пункт – напр. през 50-100 м и по едно и също време.*

- ✓ *Лабораторни ринг-тестове със сортирани и обработени проби от МЗБ в различни лаборатории.*
- ✓ *Определяне на индекси и оценки на екологичното състояние по съществуващи протоколи с таксономични списъци и изобилие от различни експерти.*
- ✓ *Системата за верификация на методите за оценка винаги трябва да се извършва от високо квалифицирани, хабилитирани експерти, за да се постигне добро ниво на качествен контрол и качествено осигуряване на данните от биомониторинга.*

## **Заключение**

- Може да се счита, че задачата по разработване на национален мултихабитатен метод за пробовземане, съпоставим с европейските норми и стандарти е изпълнена.
- Нивото на таксономична идентификация на отделните индикаторни групи, включени в процедурите за изчисление на индексите, оказва голямо влияние върху степента на корелация на различните методи за оценка на качеството на водите (Статия 6). Затова е наложително оценката да се прави от добре квалифицирани специалисти – хидробиолози.
- Различните методи за оценка – (сапробни, ценотични и биотични) за повечето речни типове показват сравнително добра корелация. От друга страна ниското ниво на корелация между използваните доскоро в България сапробни индекси и някои структурни параметри на съобществата, доказват възможностите на биотични индекси да откриват общата неспецифична реакция на дънните съобщества към външните въздействия (предизвикани не само от органичните и токсични натоваарвания (Статия 3). Това прави БИ по-подходящи за оценка на общата деградация на речните екосистеми спрямо тези, които са референтни или фонови. (Статия 6).
- Проучванията показват необходимостта от комплексна оценка при определяне на качеството на водата, както и нарастване на необходимостта от въвеждането както на мултиметрични индекси, така и на предсказващи модели (Статия 1).

## Приноси

- ❖ Разработен е мултихабитатен метод за пробонабиране от съобщества на дънни безгръбначни при различни типове реки в България, адаптиран за българските условия. Той е лесно приложим и няма изисквания за закупуване на допълнителна техника или допълнително обучение на персонала на компетентните органи (МОСВ, Басейнови дирекции, РИОСВ, научни институти).
- ❖ Преодолени са редица практически проблеми, свързани със събиране на проби и биотична оценка на различни речни субстрати и хабитати. За всеки специфичен случай са посочени начини за тяхното преодоляване в случай на:

*„Макрофитен” тип река – с обраствания по бреговете, с частично потопена или изцяло потопена водна растителност.*

*Скално дъно или субстрат, съставен предимно от големи камъни, където БЗБ се среща спорадично.*

*Съпоставяне на оценките на бързите и бавните речни участъци.*

*Оценка на обширни речни участъци, състоящи се от неподходящ за вземане на проби субстрат като: валуни, глина, лъос, пясък, тиня, и кал.*

*Антропогенни субстрати като: строителни отпадъци, бетон, стъкло, тъкани и др.*

*Значително вариране на водното ниво - сезонно или променливо подхранване, пресъхващи реки и потоци; резки вариации на нивото сред големи ВЕЦ и др.*

*Хидроморфологична нееднородност на различните типове реки като: участъци с неясна типология, мозаично разположение, различни речни, типовоспецифични субстрати и хабитати. Към такива се причисляват чакълестите формации в зони с фини субстрати – (пясък, лъос, глина, тиня) в преходните зони между полупланинските чакълести типове и равнинните типове реки с фини субстрати.*

- ❖ Подходите, разгледани в публикациите, осигуряват възможност на компетентните органи да вземат адекватни решения относно управлението на речните басейни, както и на мениджъри и експерти от други области, чиято работа е свързана с управлението на водните ресурси (хидроинженери, инженер-химици, специалисти от други сектори – рибарство, защитени територии, екотуризъм, управление на ландшафта и др.).
- ❖ Адаптиран е националният метод, предназначен за мониторинг на малките и средните реки (АБИ), даващ възможност той да се използва в програмата за биомониторинг на българския участък на р. Дунав (адаптиран mRBA за Долен Дунав и притоци). Получените резултати са верифицирани, успешно приети за статистическа обработка и сравнени с резултатите на останалите страни от ГИГ (Приложение 8 от Дисертацията).