



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ

Милица Стојковић Пиперац

**Модел за коришћење риба у систему биотичких индекса и његова
улога у процени квалитета и еколошког статуса текућих вода**

Докторска дисертација

Крагујевац, 2015. године

I Аутор
Име и презиме: Милица Стојковић Пиперац
Датум и место рођења: 24.07.1983. године, Ниш
Садашње запослење: Универзитет у Нишу, Природно-математички факултет, Департамент за биологију и екологију, звање асистент
II Докторска дисертација
Наслов: Модел за коришћење риба у систему биотичких индекса и његова улога у процени квалитета и еколошког статуса текућих вода
Број страница: 143
Број слика: 13 слика, 11 табела
Број библиографских података: 213
Установа и место где је рад израђен: Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет
Научна област (УДК): Општа екологија, Биоценологија, Хидробиологија, Биогеографија (574). Природа. Изучавање и чување природе. Заштита природе и живог света (502/504)
Ментор: Проф. др Владица Симић, Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет
III Оцена и одбрана
Датум пријаве теме: 24.04.2013. године
Број одлуке и датум прихватања докторске дисертације:
Комисија за оцену подобности теме и кандидата: <ol style="list-style-type: none"> 1. Др Владица Симић, ванредни професор Природно-математичког факултета у Крагујевцу, ужа научна област: Екологија, биогеографија и заштита животне средине; 2. Др Зоран Марковић, редовни професор Пољопривредног факултета у Београду, ужа научна област: Примењена зоологија и рибарство; 3. Др Мирјана Ленхардт, научни саветник Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић” у Београду, ужа научна област: Биологија - Ихтиологија
Комисија за преглед и одбрану докторске дисертације: <div style="text-align: center; margin-top: 20px;"> <hr style="width: 50%; margin: 0 auto;"/> <p>Др Владица Симић, ванредни професор, ментор, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу Ужа научна област: Екологија, биогеографија и заштита животне средине</p> <hr style="width: 50%; margin: 0 auto;"/> <p>Др Зоран Марковић, редовни професор Пољопривредног факултета у Београду, ужа научна област: Примењена зоологија и рибарство</p> <hr style="width: 50%; margin: 0 auto;"/> <p>Др Мирјана Ленхардт, научни саветник Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић” у Београду, ужа научна област: Биологија - Ихтиологија</p> </div>
Датум одбране докторске дисертације:

“The most beautiful experience we can have is the mysterious - the fundamental emotion which stands at the cradle of true art and true science.”

Albert Einstein

Мојим родитељима

ЗАХВАЛНИЦА

Како ова дисертација представља плод дугогодишњег рада и сарадње са професорима и колегама, овом приликом желим да се најискреније захвалим особама које су ме подржавале, помогле ми и веровале у мене. Велико хвала

Мом ментору, др Владици Симићу, ванредном професору Природно-математичког факултета, Универзитета у Крагујевцу, на пажљивом и стрпљивом усмеравању у раду и професионалном развоју.

Др Зорану Марковићу, редовном професору Пољопривредног факултета у Београду, и

Др Мирјани Ленхардт, научном саветнику Института за биолошка истраживања „Синиша Станковић“, хвала на коректној професионалној сарадњи и корисним сугестијама током писања докторске дисертације.

Др Ђурађу Милошевићу, доценту Природно-математичког факултета, Универзитета у Нишу, мом великом пријатељу и најближем сараднику хвала на саветима и помоћи у свим фазама израде докторске дисертације.

Др Владимиру Ранђеловићу, редовном професору Природно-математичког факултета, Универзитета у Нишу, хвала на подстицају и подршци током свих нивоа студија.

Хвала Акваријуму Природно-математичког факултета, Универзитета у Крагујевцу, на уступљеној импозантној бази података захваљујући којој ова дисертација носи посебан значај.

Саши Бранковићу, ихтиологу Завода за заштиту природе у Нишу, захваљујем се на помоћи током теренског истраживања и прикупљања материјала.

Захваљујем се свим колегама Департмана за биологију и екологију Природно-математичког факултета, Универзитета у Нишу, на разумевању и интересовању за мој рад.

Посебну захвалност дугујем мом великом пријатељу, др Tadeusz Penczak, професору емеритусу из Лођа, Пољска, који ме је увео у свет вештачких неуро мрежа. Хвала му на труду и жељи да ми пренесе своје знање и искуство.

Др Andrzej Kruk, професору Факултета за биологију и заштиту животне средине, Универзитета у Лођу, Пољска, захваљујем се на конкретној помоћи приликом анализе података и корисним саветима у примени самоорганизујућих мапа.

Коначно, велику захвалност дугујем мојој породици за неизмерну љубав, стрпљење и разумевање за мој рад.

Милица Стојковић Пиперац

Модел за коришћење риба у систему биотичких индекса и његова улога у процени квалитета и еколошког статуса текућих вода

Резиме:

Познавање дистрибуције врста као и успешност предвиђања њиховог присуства, од посебног је значаја за управљање акватичним биодиверзитетом и процену интензитета антропогеног утицаја на водене екосистеме. Последњих деценија, потреба за рестаурацијом и очувањем акватичних екосистема, довела је до развоја ефикасних еколошких приступа, базираних на биолошким подацима, за процену еколошког статуса у многим земљама света. Према Европској Оквирној Директиви о Водама (WFD) фауна риба се сматра неизоставном групом акватичних организама у процени еколошког статуса текућих вода. Због тога, биотички индекси засновани на заједници риба бивају у све чешћој примени у процени и мониторингу еколошког статуса акватичних екосистема.

Циљеви овог истраживања били су: анализа просторне динамике заједнице риба, процена значаја срединских фактора у структурирању заједнице и тестирање еколошке релевантности *a priori* класификације станишта помоћу срединских варијабли коришћењем ихтиофауне као биотичке компоненте. Коначно, као посебан циљ истиче се дефинисање врста индикатора квалитета воде и станишта, као и формулација новог приступа за процену квалитета и еколошког статуса текућих вода, коришћењем риба као биоиндикатора, који одражава регионалне специфичности Србије.

Узорци су сакупљени у периоду од 2003. до 2011. године, на 124 локалитета распоређених дуж сливова Велике Мораве и Дрине (Црноморски слив), и 7 локалитета на рекама које припадају Егејском сливу. За груписање узорака коришћена је метода Вештачких неуро мрежа, Кохонеове самоорганизујуће мапе (енг. self-organizing map (SOM)), која се, према досадашњим студијама, показала веома поузданом за примену у еколошким студијама.

За дефинисање просторне организације рибљих заједница посматрани су локалитети са сливног подручја Велике Мораве. Том приликом, SOM анализа је, на основу биомасе рибљих врста, указала на присуство две групе узорака, X и Y. Група Y се састоји од локалитета смештених на доњим токовима река, док је група X даље подељена на подгрупе X1 (средњи токови река) и X2 (горњи токови река). Резултати су показали да класификација рибљих заједница у великом степену одговара *a priori* класификацији на основу срединских променљивих. Поједина одступања последица су интензивног деловања антропогеног фактора. Класификациона снага (CS) има веће вредности када се ради о групама локалитета подељених на основу SOM анализе у односу на *a priori* дефинисане групе. Средински параметри, надморска висина и доминантни супстрат, показали су се као фактори од посебног значаја за структурирање заједнице. Такође, SOM анализа је у овом раду примењена је и са циљем груписања локалитета у карактеристичне еколошке ентитете, типове река, у зависности од типа станишта. Добијени типови река су током даље обраде података, уз помоћ k-means кластер анализе, груписани у четири групе, при чему свака група одовара одређеном еколошком стању. Индикаторске врсте су дефинисане за сваку групу на основу њихове константности и доминантности. Градијент на SOM мрежи је праћен за једанаест метричких особина. Од укупног броја посматраних метричких особина, показало се да девет показује јасан градијент на SOM мапи, док су Kruskal–Wallis ANOVA и Mann–Whitney тест указали да се само три метричке особине статистички значајно разликују између свих група.

Резултати овог истраживања приказују просторну организацију рибљих заједница што значајно може допринети њиховој имплементацији у програме биопроцене. На основу одабраних метричких особина и индикаторских врста, дат је модел, заснован на заједници риба, за процену еколошког статуса текућих вода Србије (fBNBI). Значај овог рада лежи у чињеници да је fBNBI први покушај прилагођавања ИБИ-а (Индекса Биотичког Интегритета) регионалним специфичностима Србије, који би омогућио процену еколошког статуса текућих вода Србије и детекцију водотокова који захтевају заштиту и рестаурацију. Коначно, како би се постигла поуздана и свеобухватна процена еколошког стања, BNBI и fBNBI би требало примењивати истовремено.

A model for including fish communities in biotic indices and its role in assessing the water quality and ecological status of lotic systems

Summary:

Knowledge of a species' distribution and the capacity to predict its occurrence are considered essential for managing aquatic biodiversity and assessing the anthropogenic alterations in river environments. In the last decades, the necessity of the restoration and maintenance of healthy aquatic ecosystems has led to the development of practical and effective ecological tools based on biological data in many countries. According to the European Water Framework Directive (WFD), fish fauna is considered as a mandatory group of aquatic biota in the evaluation of the ecological status of running waters. Therefore, fish biotic indices have become common tools for measuring and monitoring the ecological status of aquatic ecosystems.

The aim of the study was to analyze spatial variation in the fish assemblages, to investigate the importance in environmental factors in structuring the community and to test the ecological relevance of the *a priori* landscape classification using fish as biological data. Finally, our specific goal was to define indicator species for each group of water and habitat quality class and to develop the first fish-based model for stream quality assessment in Serbia taking into account the regional specificity of the country.

Fish samples were collected between 2003. and 2011. at 124 sampling sites, distributed along the Great Morava and Drina river basins (Black sea drainage basin) and 7 sites belonging to Aegean Sea drainage basin. The fish samples were patterned using an Artificial Neural Network (ANN) technique, the Kohonen self-organizing map (SOM), which is considered to be efficient tool in determining patterns of aquatic ecological assemblages.

To explore spatial variation of fish assemblages, only sites belonging to Great Morava river basin are considered and were patterned using the self-organizing map (SOM) based on fish biomass data. The SOM analysis distinguished two main clusters of samples collected on the Great Morava river basin, X and Y. The Y concerns the downstream areas, while the X was subdivided to the sub-clusters X1 (mid-stream areas) and X2 (upstream areas). Generally, the classification of the fish assemblages derived by SOM is in accordance with the *a priori* landscape classification to a greater extent. The significant anthropogenic influence is responsible for the misclassification of some particular sites. The classification strength (CS), derived from the fish community classification obtained by SOM, was higher than for *a priori* defined groups. Environmental parameters, which the landscape classification is based on, such as altitude and dominant substrate, are found to be very important for community structure. Also, the self-organizing map (SOM) was employed in order to group samples into their characteristic ecological entities (river types) depending on the character of the habitat they came from. Then, the k-means cluster analysis classified samples into four groups, each describing a particular ecological condition. The indicator species were presented for each group based on their constancy and dominance. Gradients over the SOM map were sought for eleven fish community metrics. Out of the total number of tested metrics, nine showed a clear gradient over the SOM map, but the Kruskal–Wallis ANOVA and Mann–Whitney tests pointed out that only three significantly differ among all groups.

The results of this study reveal the spatial organization of fish communities which could help their implementation in rapid bioassessment programs. On the basis of the fish community metrics and selected indicator species, we proposed a fish-based index for the assessment of the ecological status of running waters in Serbia (fBNBI). The significance of our work lies on the fact that fBNBI is the first attempt regarding IBI (Index of Biotic Integrity) adjustment to the regional-specificity of Serbian running waters. It would be a clear benchmark to judge the ecological quality of lotic systems in Serbia and to identify

waters most in need of protection or restoration. Finally, to assure the reliable and comprehensive assessment of ecological condition we feel that the BNBI and fBNBI should be employed simultaneously.

Садржај:

1. Увод.....	1
1.1. Просторна дистрибуција заједнице риба у лотичким системима.....	5
1.1.1. Лонгитудинална зонација.....	5
1.1.2. Лонгитудинална сукцесија рибљих врста дуж речног градијента.....	9
1.1.3. Усаглашеност биолошких и срединских класификационих метода лотичких система.....	10
1.2. Утицај срединских параметара на структуру заједнице риба.....	12
1.3. Примена ихтиофауне у процени еколошког статуса копнених вода.....	14
1.3.1. Значај риба као биолошких индикатора.....	14
1.3.2. Историја развоја Индекса Биотичког Интегритета.....	16
1.3.3. Метричке особине.....	18
1.3.4. Референтни услови акватичних екосистема.....	31
1.3.5. Примена ИБИ-а у Европи и избор метричких особина.....	32
1.3.6. Европски индекс за рибе.....	34
1.4. Еколошка истраживања ихтиофауне у Србији.....	40
2. Циљеви рада.....	42
3. Материјал и методе.....	44
3.1. Подручје истраживања.....	45
3.1.1. Слив реке Велике Мораве.....	45
3.1.2. Слив реке Западне Мораве.....	46
3.1.3. Слив реке Јужне Мораве.....	46
3.1.4. Слив реке Дрине.....	47
3.1.5. Реке Егејског слива.....	47
3.2. Методе прикупљања узорака, карактеристике и класификација локалитета....	49
3.2.1. Методологија и период узорковања.....	49
3.2.2. Типологизација водотокова.....	57
3.3. Методе мерења и одређивања срединских параметара (хидролошке, физичке и хемијске карактеристике)	58
3.4. Одабир метричких особина.....	59

3.5. Елементи структуре заједнице риба.....	63
3.6. Анализа података.....	64
3.6.1. Самоорганизујуће мапе.....	64
3.6.2. Мултиваријантни и униваријантни тестови.....	69
3.7. Концепција f-BNBI индекса.....	71
4. Резултати.....	73
4.1. Квалитативни састав ихтиоценозе истраживаног подручја.....	74
4.2. Просторна дистрибуција заједнице риба.....	76
4.3. Индикаторске вредности врста.....	83
4.4. Средински фактори и класификациона снага.....	85
4.5. Класификација испитиваних локалитета на основу изабраних абиотичких параметара и структуре ихтиоценозе.....	88
4.6. Класификација дефинисаних група станишта према јачини антропогеног утицаја.....	94
5. Дискусија.....	104
5.1. Диверзитет ихтиофауне истраживаног подручја.....	105
5.2. Просторна дистрибуција заједнице риба.....	107
5.3. Значај срединских параметара у структурирању заједнице и релевантност <i>a priori</i> класификације.....	111
5.4. Концепција f-BNBI и индикаторске врсте квалитета воде и станишта.....	114
6. Закључак.....	120
7. Референце.....	125

ЛИСТА СЛИКА

Слика 1. Веза између активности човека и процеса у акватичним екосистемима - преузето из Tejerina-Garro et al. (2005)	3
Слика 2. Уздужни и попречни пресек корита реке појединих зона - преузето из Duplić (2008).....	6
Слика 3. Веза између градијента и ширине реке и лонгитудиналне зонације ихтиофауне у рекама - преузето из Huet (1959).....	8
Слика 4. Мапа истраживаних локалитета на сливу Велике Мораве, коришћених за приказивање лонгитудиналне дистрибуције рибљих заједница. Ознаке локалитета са називима река дате су Табели 2.....	50
Слика 5. Мапа истраживаних локалитета на подручју Србије јужно од Дунава, коришћених за дефинисање индекса за процену еколошког статуса. Задебљане црте означавају најзначајније бране у оквиру истраживаног подручја. Ознаке локалитета са називима река дате су Табели 2.....	51
Слика 6. Структура самоорганизујуће мапе (СОМ). Тачке представљају променљиве неуроне улазног слоја. Линије представљају тежинске векторе, који се пресликавају у излазни слој неурона - преузето из Chop (2011).....	66
Слика 7. Дистрибуција 140 узорака са 99 локалитета на дводимензионалној СОМ мрежи. У продужетку шифре локалитета, наглашена је година узорковања. Узорци са локалитета који су узорковани више пута носе исту шифру али се разликују у ознаци која означава годину узорковања. Испрекидана и пуна линија дефинишу групе, утврђене хијерархијском кластер анализом коришћењем Еуклидове дистанце као мере сличности, означавајући виши и нижи хијерархијски ниво, редом.....	77
Слика 8. (а–ц) Дистрибуциони образац 29 врста на СОМ мрежи. Интензитет сиве боје указује на биомасу посматране врсте, изражену у граммима, у узорцима који припадају одређеном неурону. За сваку врсту је приказана и максимална вредност биомасе у загради. Са десне стране дистрибуционе мреже сваке врсте, вертикално је постављена скала која бројчано дефинише интензитет сиве боје. Имена врста су представљена скраћеницама које потичу од Латинског имена врсте. Скраћенице су добијене тако што је искоришћено прво слово имена рода и прва четити слова имена врсте, из разлога што програм не подржава више од 5-6 карактера при именовану варијабли. Пуна латинска имена врста налазе се у Табели 6.....	75
Слика 9. Прерасподела локалитета у излазне неуроне СОМ мреже. Поред шифре локалитета стоји година узорковања. Локалитети који су узорковани више пута носе исту шифру али се разликују према години када су испитивани. За груписање сличних неурона на СОМ мрежи примењен је k-means метод. Тачкаста црна линија означава границе између дефинисаних типова река (I-VIII). Пуна црна линија представља границе између различитих класа квалитета (А, В, С и D).....	89
Слика 10. Визуализација дистрибуције одабраних срединских параметара на СОМ мрежи, са приказом опсега варијабилности за сваки. Вертикална нумерисана скала за сваку мапу представља мерене вредности параметара. Интензитет црне боје директно је пропорционалан максималним вредностима коришћених параметара.....	90
Слика 11. Визуализација дистрибуције параметара квалитета воде на претходно тренираној СОМ мрежи (где	

је: DO—концентрација раствореног кисеоника; NO₃-N—концентрација азота из нитрата; PO₄-P—концентрација фосфора из ортофосфата; NH₄-N—концентрација азота из амонијака) и станишта (где је: HA—хидролошко нарушење; CA—каналсање водотока, LU—искоришћеност земљишта), са приказаним опсегом варијабилности за сваки параметар. Интензитет сиве боје указује на вредности испитиваних параметара..... 96

Слика 12. Визуализација дистрибуције 32 врсте риба на SOM мрежи. Скраћенице латинских имена врста су креиране тако што прво слово означава почетно слово имена рода, док преостала означавају прва четири слова имена врсте, јер SOM апликација прихвата не више од 5-6 карактера за имена варијабли. Пуна латинска имена врста приказана су у Табели 8. Интензитет сиве боје указује на биомасу риба приказану у граммима (у заградама су дате максималне вредности биомасе за сваку врсту) на локалитетима у оквиру једног неурона. Празна SOM мрежа у доњем левом углу подсећа на поделу у групе..... 97

Слика 13. Вредности испитиваних метричких особина на претходно тренираној SOM мрежи, са приказом опсега варијабилности за сваку. Интензитет сиве боје указује на вредности сваке испитиване метричке особине 100

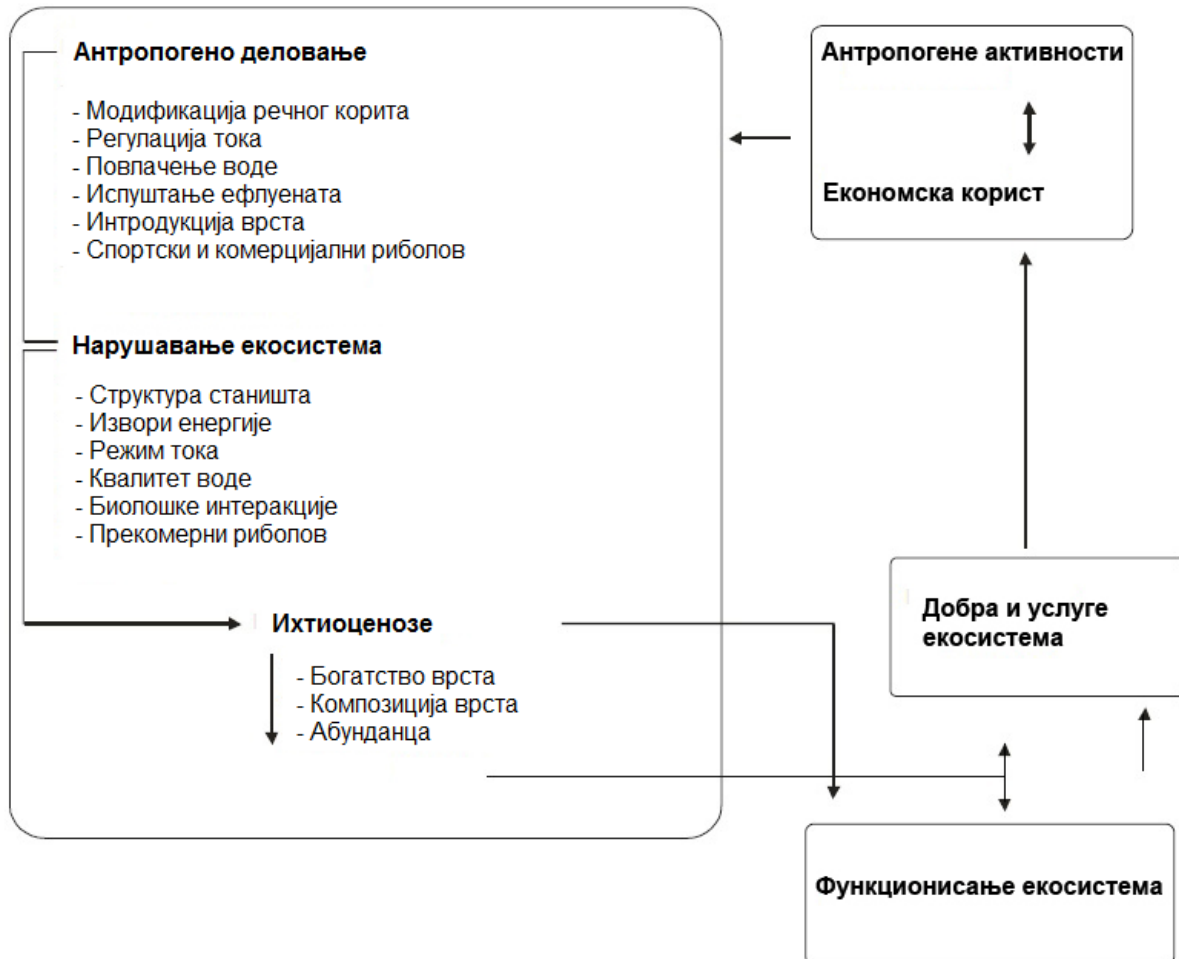
ЛИСТА ТАБЕЛА

Табела 1. Метричке особине рибље заједнице из оригиналне верзије ИБИ-а (Кагг, 1981) и њихове модификације ради примене у различитим регионима	19
Табела 2. Опис истраживаних локалитета	52
Табела 3. Сврставање рибљих врста у еколошке групе према пореклу, типу исхране, репродуктивној стратегији, захтевима према типу станишта и толеранцији	61
Табела 4. Списак констатованих врста риба у текућницама испитиваног подручја	74
Табела 5. <i>A priori</i> класификација испитиваних локалитета на сливу Велике Мораве.....	77
Табела 6. Врсте које су издвојене као статистички значајне коришћењем IndVal анализе за групу Y и подгрупе X1 и X2. Врсте написане задебљалим словима представљају индикаторе сваке групе/подгрупе са IndVal вредношћу већом од 25%.....	84
Табела 7. Средње вредности \pm стандардна девијација срединских параметара за сваку групу/подгрупу. Вредности које у истом реду не носе исти суперскрипт су статистички значајно различите: ^a $p < 0.05$	87
Табела 8. Константност и доминантност рибљих врста у издвојеним групама станишта и средње вредности параметара који указују на интензитет антропогеног утицаја (где је: NO ₃ -N – концентрација нитрата; PO ₄ -P – концентрација ортофосфата, NH ₄ -N – концентрација амонијака; HA – хидролошко нарушење; CA – каналисање водотока, LU – искоришћеност земљишта; DO – концентрација раствореног кисеоника).....	91
Табела 9. Средње вредности \pm стандардна девијација за сваку од испитиваних метричких особина за сваку групу добијену на основу кластер анализе (A, B, C и D). Вредности које у истом реду не носе исти суперскрипт су статистички значајно различите: ^{a,b} $p < 0.05$	95
Табела 10. Средње вредности \pm стандардна девијација за сваки од испитиваних параметара квалитета воде за сваку групу добијену на основу кластер анализе (A, B, C и D). Група E обухвата узорке где риба није било. Вредности које у истом реду не носе исти суперскрипт су статистички значајно различите: ^{a,b} $p < 0.05$	99
Табела 11. Матрица БалкаН Биотичког Индекса за Рибе (f-BNBI). Вредности у заградама означавају број узрасних класа индикаторских врста.....	102

1. Увод

Акватични екосистеми, а посебно реке сматрају се екосистемима који су под најинтензивнијим утицајем човека. Текуће воде користе се најчешће за транспорт, довод пијаће воде, стварање електричне енергије али и као колектори комуналних и индустријских вода. Као резултат тога, у индустријски високо развијеним земљама као и оним у развоју, површински водотокови бивају значајно деградирани у погледу квалитета воде и станишта, што даље води ка нарушењу биодиверзитета и интегритета природних екосистема. Као резултат човекове активности најчешће долази до модификације речног корита, регулације тока и фрагментације, оптерећења индустријским и комуналним загађивачима. Све ове промене доводе до јаке еколошке деградације, чиме се губи могућност правилног функционисања и одрживости акватичних екосистема (погоршање квалитета воде, промене у дистрибуцији и структури хидробионата итд.) (Слика 1.). Увиђање негативних последица по речне екосистеме покренуло је иницијативу за рестаурацију нарушених водотокова. У вези са тим, Европска Унија 2000. године уводи Оквирну Директиву о Водама (WFD, енгл. Water Framework Directive, EU Directive 2000/60/EC). Према Оквирној Директиви о Водама све земље Европе су у обавези да изврше рестаурацију и успоставе добар еколошки статус свих водених екосистема до 2015. године, праћењем хидроморфолошких, хемијских и биолошких карактеристика. С тога, циљ WFD је не само очување акватичних система, већ и унапређене нарушених како би се повратиле еколошка структура, функција и интегритет природних екосистемима. Термин „еколошки статус“ описује структуру и функционисање акватичног екосистема, узимајући у обзир хидролошке, морфолошке, физичке и хемијске карактеристике станишта, као и карактеристике биолошких заједница. Од 2000. године, ступањем на снагу WFD, процена стања биолошке компоненте постаје основа за успешну имплементацију мониторинг програма. Наиме, процена стања биоте, са циљем праћења интегритета површинских вода, основа је за разумевање одрживости биолошких система. Чињеница да су жива бића прилагођена животу у тачно одређеним границама варирања биотичких и абиотичких фактора показује колико је велики значај фокусирања на процену биолошке компоненте при утврђивању еколошког статуса водених екосистема. Употреба биолошких елемената у мониторинг програмима има значајне предности над традиционалним методама процене физичких и хемијских параметара, које пружају увид само у тренутно стање екосистема.

Насупрот томе, испитивање заједнице живих бића, која континуирано живе у акватичним срединама, на најпоузданији начин рефлектује стање животне средине током времена.



Слика 1. Веза између активности човека и процеса у акватичним екосистемима - преузето из Tejerina-Garro et al. (2005)

Према Оквирној Директиви о Водама, ихтиофауна се сматра неизоставном групом хидробионата у процени еколошког статуса копнених вода. Значај риба, као биолошких индикатора квалитета површинских водотокова, истакнут је у великом броју досадашњих студија (Karr, 1981; Oberdorff & Hughes, 1992; Hugueny et al., 1996; Ganasan & Hughes, 1998; Angermeier & Davideanu, 2004; Breine et al., 2004; Kruk & Penczak, 2013) и лежи у њиховој мобилности, дуговечности, разноврсности у погледу функционалних група и осетљивости на широк спектар антропогених стресора укључујући органско загађење, ацидификацију и деградацију хидроморфолошких карактеристика водотокова (Wootton, 1990; Tancioni et al., 2006). Hawkes (1975) тврди да заједница риба вероватно на најбољи начин рефлектује стање лотичких система јер се сматра да се она налази на врху акватичних ланаца исхране и, због тога, може указати на еколошко стање читавог екосистема.

1.1 Просторна дистрибуција заједнице риба у лотичким системима

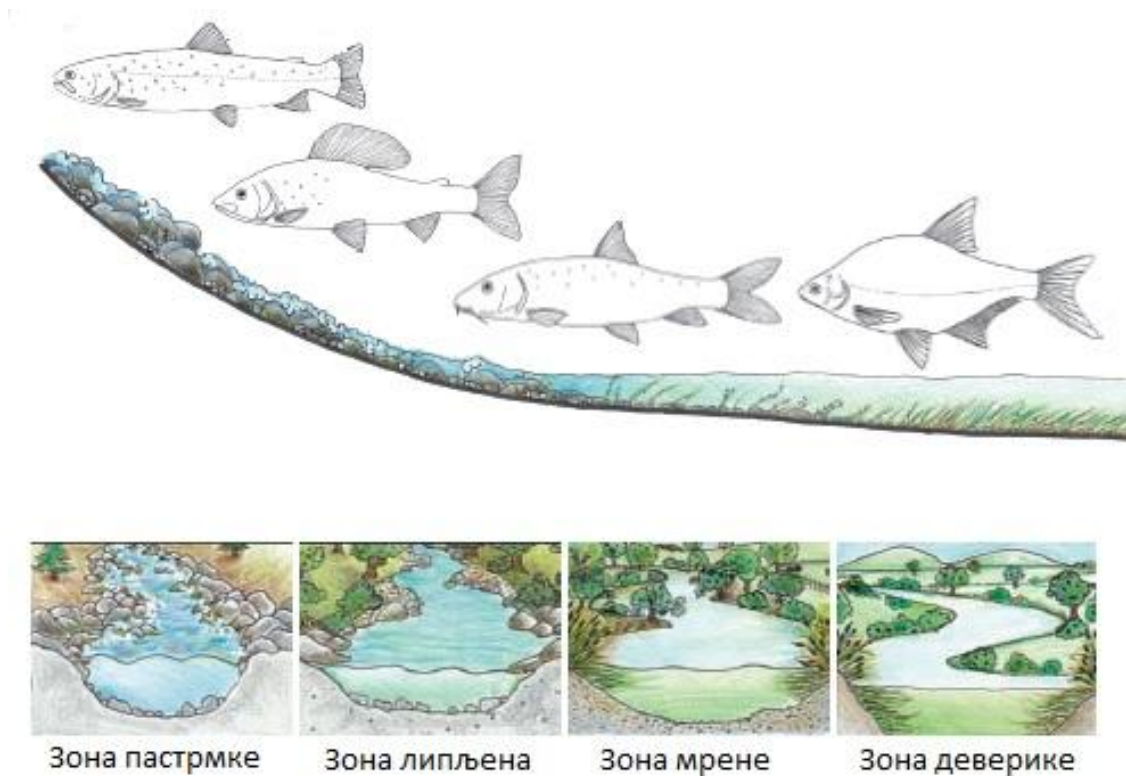
1.1.1 Лонгитудинална зонација

Све биотичке класификационе шеме претпостављају да постоји предвидив однос између акватичних организама и геоморфолошких и хидролошких фактора који делују на водене екосистеме (Jackson et al., 2001). С обзиром на то да се врсте риба групишу дуж градијента срединских фактора у лотичким системима, постоји велики број класификација текућих вода, на основу рибљих заједница. Први покушај дефинисања лонгитудиналне зонације у рекама дат је од стране Shelford (1911), који тврди да су лонгитудиналне промене у заједници риба условљене геолошком сукцесијом лотичких система. Наиме, према Shelford-овом концепту "физиографске сукцесије" заједница риба, у одређеном делу реке, подвргнута је серији промена почев од екстремних услова у извориштима па све до доњих токова река. Касније, Trautman (1942; 1981) је представио концепт речног градијента за подручје Северне Америке као предиктивни модел по коме се заједница риба мења од извора ка ушћу. Коначно, Huet (1959) је, на основу резултата сопствених истраживања, као и описа других аутора, предложио концепт лонгитудиналне зонације за подручје Европе. Он је класификовао речне системе и представио лонгитудиналну зонацију рибљих заједница, на основу присуства кључних врста почев од извора па све до доњих токова равничарских река. Рибље зоне окарактерисане су специфичним еколошким условима (брзина воде, нагиб терена, ширина и дубина корита, тип подлоге и седимента, температура, zasiћеност кисеоником, вегетација и сл.). Прелази између зона често нису јасно ограничени. Врсте по којима су назване поједине зоне посебно су прилагођене еколошким условима унутар њих. Према томе, већина река средње и западне Европе се теоретски може поделити на четири зоне од извора до ушћа, и то: зона пастрмке, зона липљана, зона мрене и зона деверике (Слика 2.). Са друге стране, у рекама јужне Европе зона липљана често изостаје, те она бива замењена зоном поточне мрене. У ову поделу подручје изворишта није укључено, где риба или нема или су заступљене униформним заједницама.

Зона пастрмке обухвата брдско-планинске потоке и мале реке са каменитим и шљунковитим дном. Захваљујући великом нагибу, водена струја је јака, а вода је због

бројних турбуленција обogaћена кисеоником. Температура воде у овој зони никада не прелази 20 °C. Типичне врсте ове зоне су поточна пастрмка (*Salmo trutta*), пеш (*Cottus gobio*) и пијор (*Phoxinus phoxinus*).

Зона липљена представља прелазно подручје између потока и река. Дно је мање каменито, а више шљунковито. Нагиб је мањи него у зони пастрмке, па је стога и ток воде нешто спорији. Просечна годишња температура воде може бити нешто виша од оне у зони пастрмке, али и даље не прелази 20 °C. Уз липљена (*Thymallus thymallus*) уобичајене врсте су *S. trutta*, *C. gobio*, *P. phoxinus*, речна мрена (*Barbus barbus*), клен (*Squalius cephalus*), скобаљ (*Chondrostoma nasus*) и кркуша (*Gobio gobio*).



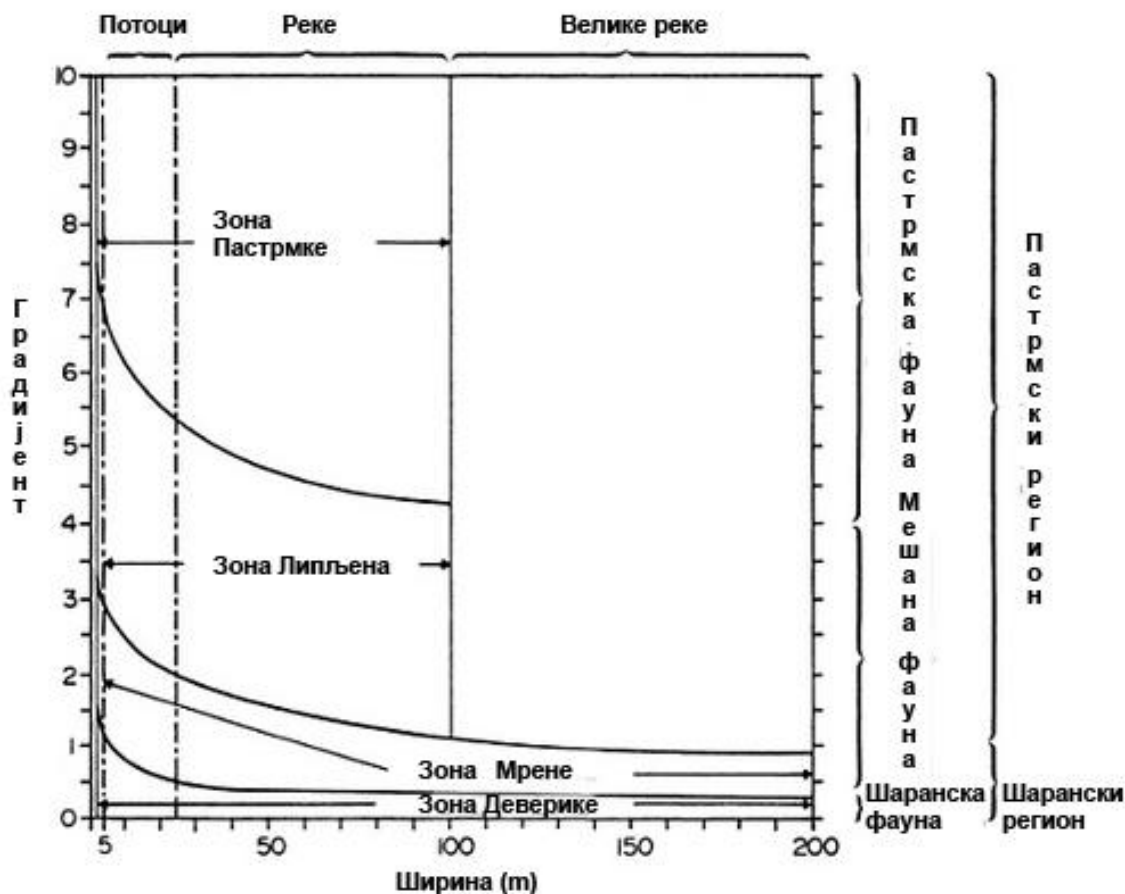
Слика 2. Уздужни и попречни пресек корита реке појединих зона - преузето из Duplić (2008)

Зона мрене обухвата горње токове река и наставља се низводно на зону липљена. Ток реке је спорији, корито је шире и дубље, али је вода и даље хладна, богата кисеоником. Уз речну мрену уобичајене су врсте *S. cephalus*, *C. nasus*, јаз (*Leuciscus idus*), буцов (*Leuciscus aspius*) и кленић (*Leuciscus leuciscus*). На деловима где је проток воде брз, а вода довољно аерисана могу се спорадично наћи и пастрмка и липљен.

Зона деверике обухвата средње и доње токове река. Дно је углавном песковито и муљевито. Речно корито је широко и дубоко, док је брзина воде мала. Температура воде током лета је висока, често виша од 25 °C. Уз деверику (*Abramis brama*) честе врсте у овој зони су бодорка (*Rutilus rutilus*), црвенперка (*Scardinius erythrophthalmus*), *S. cephalus*, шаран (*Cyprinus carpio*), лињак (*Tinca tinca*), сом (*Silurus glanis*), штука (*Esox lucius*) и смуђ (*Sander lucioperca*) (Huet, 1959).

Ове четири зоне представљају два ихтиофаунистичка региона: горњи регион хладне воде или салмонидни регион (зона пастрмке и липљена) и доњи регион топле воде или ципринидни регион (зона мрене и деверике). Међутим, са становишта брзине речне струје, зона пастрмке, липљана и мрене се могу посматрати као једна целина окарактерисана реофилним врстама, док је зона деверике представљена углавном лимнофилним врстама риба (Huet, 1959).

Такође, Huet (1959) је дефинисао и морфометријске параметре за сваку од поменутих зона дуж лонгитудиналног профила реке. Наиме, као један од основних параметара издвојена је надморска висина, који истовремено, директно или индиректно утиче на велики број других фактора од изузетног еколошког значаја за ихтиофауну (брзина воде, температура, тип супстрата и вегетације, структура популације бентосних заједница). Поред надморске висине, веома важан фактор јесте и ширина реке, за коју се сматра да у многоме утиче на фауну риба. Тако на пример, липљана и мрену је тешко наћи у рекама са ширином корита мањом од 5м иако су надморска висина и остали параметри одговарајући (Слика 3.).



Слика 3. Веза између градијента и ширине реке и лонгитудиналне зонације ихтиофауне у рекама - преузето из Huet (1959)

Упркос веома честој употреби Huet-ове зонације (Lasne et al., 2007), указано је и на извесне њене недостатке. Наиме, главни недостатак се односи на постојање одвојених ентитета (речних зона), што често бива тешко примењиво јер прелази између зона, "зоне транзиције" морају бити узете у обзир у таквом класификационом систему (Penczak & Mann, 1990; Verneaux et al., 2003; Lasne et al., 2007). Такође, неке од препрека приликом класификације односе се и на одсуство неизмењених, референтних услова (Vannote et al., 1980), одсуство индикаторских врста, на чијем присуству је сама зонација и заснована, због ограничености њиховог природног ареала (Park et al., 2006) и селективности апарата за узорковање рибе (Casselmann et al., 1990; Głowacki & Penczak, 2005; Miranda & Raborn,

2000). Стога примена овог типа класификације може бити отежана и проблематична, и сходно томе, зонациони приступ се понекад сматра непрактичним (Miranda & Raborn, 2000). У вези са тим, у новије време многи аутори (Olden & Jackson, 2002; Olden et al., 2006; Park et al., 2006; Lasne et al., 2007) користе методе као што је ординациони метод вештачких неуро мрежа (ANN, енг. Artificial Neural Networks), са циљем успешног приказивања лонгитудиналне дистрибуције ихтиоценоза и одређивања индикаторских врста дуж комплексног срединског градијента. Такође, зонациони концепт се заснива на постојању тачно дефинисаних индикаторских врста, што често бива отежавајућа околност, јер се дешава да неке од њих природно не насељавају реке појединих географских региона, па овај приступ у том случају бива непримењив. То је посебно случај са Србијом јужно од Ивањичке Моравице, где је зона липљена замењена зоном поточне мрене. С друге стране, од недавно је отворена могућност коришћења нових метода као што је Анализа Индикаторских Врста (енг. Indicator Species Analysis; The Indicator value method - IndVal) предложена од стране Dufrière & Legendre (1997).

1.1.2 Лонгитудинална сукцесија рибљих врста дуж речног градијента

Приликом проучавања екологије рибљих заједница, веома је важно разумевање механизма одговорних за смењивање врста дуж лонгитудиналног градијента. У литератури се наводе два основна модела лонгитудиналне сукцесије риба и то: механизам супституције врста (Huet, 1959) и механизам додавања врста (Sheldon, 1968). Такође, неки аутори сматрају да је лонгитудинална сукцесија врста последица коегзистирања оба механизма (Rahel & Hubert, 1991; Petry & Schulz, 2006). Према механизму супституције врста, рибље врсте бивају замењене другим врстама, у свакој следећој зони дуж тока реке, као последица промена срединских фактора. Према том моделу, највећи диверзитет врста би био у средњим деловима тока реке.

Супротно механизму супституције врста, механизам додавања врста се заснива на чињеници да повећање диверзитета станишта, идући од горњих ка доњим деловима тока, доводи до могућности истовременог јављања врста са различитим захтевима према станишту, што даље води ка максималном богатству врста у доњим токовима (Angermeier & Schlosser, 1989; Rahel & Hubert, 1991). У рекама мањег реда, мањи диверзитет се јавља

као последица релативно високе варијабилности срединских услова. С друге стране, у рекама вишег реда, где је површина сливног подручја већа а хидролошке варијације мање, услови станишта су стабилнији па заједнице већег диверзитета могу да егзистирају током дужег временског периода. Максимални диверзитет је карактеристика локалитета са великом разноврсношћу микростаништа и јаким интерспецијским интеракцијама, што је последица осредњег степена деградације станишта (Resh et al., 1988).

Континуирано додавање врста, од изворишта малих планинских потока до доњих токова равничарских река, уобичајено је за реке умереног и тропског појаса (Matthews, 1986).

1.1.3 Усаглашеност биолошких и срединских класификационих метода лотичких система

Формулисање логичног и конзистентног система за класификацију речних хабитата одувек је представљало изазов многим хидробиолозима и ихтиолозима. Познавање дистрибуције врста и могућност предвиђања њиховог присуства се сматра неопходним за управљање акватичним биодиверзитетом и процену антропогено изазваних промена у речним екосистемима (Pont et al., 2005). Класификациони системи су често коришћени у организовању информација о еколошким системима и сматрају се од суштинског значаја за разумевање дистрибуције акватичних организама. Сви класификациони системи, предложени до сада, или се базирају на *a priori* класификацији заснованој на срединским параметрима или на *a posteriori* класификацији биолошких заједница (Angermeier & Schlosser, 1995; Angermeier & Winston, 1999). Међутим, не постоји генерална класификациона шема за лотичке екосистеме из више разлога:

1. имајући у виду да су животни услови у лотичким системима условљени великим бројем фактора за које се зна да имају утицај на жива бића, одвајање различитих хабитата на основу јединственог фактора је непрактично;
2. због хетерогености срединских фактора дуж и међу рекама, не може се јасно предвидети захтевани број класа хабитата за адекватан опис датог подручја;
3. промене срединских параметара су често постепене у простору и времену, што доводи до сметњи приликом дефинисања класа хабитата; и
4. тип и резолуција класификације зависи од специфичности или циља истраживања.

У вези са тим, постоји велики број скорашњих студија које процењују усаглашеност између речних заједница и класификација на основу срединских параметара (Hawkins et al., 2000; Van Sickle & Hughes, 2000; Heino & Mykrä, 2006; ER6S, 2007; Ilmonen et al., 2009). Упркос томе, објекат истраживања су у највећем броју случајева биле бентосне макроинвертебрате, док је веома мало доступних података о усаглашености ихтиоценоза са класификацијама на основу срединских променљивих. Како год, општи закључак који следи из резултата ових студија је да иако речне заједнице често показују статистички значајне разлике између *a priori* дефинисаних класа, класификациона снага, као мера унутаргрупне хомогености и међугрупне различитости (Van Sickle & Hughes, 2000), обично бива слаба (Hawkins et al., 2000). Разлог томе је што речне заједнице или показују ниску унутар класну сличност или ниску међукласну различитост, или пак оба. У суштини, Heino & Mykrä (2006) сматрају да би се тако ниска класификациона снага требала искористити као полазна основа за сложеније приступе који се односе на предвиђање структуре заједнице помоћу сета локалитет-специфичних срединских параметара.

Различити типови *a priori* класификација недавно су предложени као потенцијални сурогати за управљање биодиверзитетом (Hawkins et al., 2000; Van Sickle & Hughes, 2000). Класификационе шеме на основу срединских параметара су засноване на сливним подручјима (Seaber et al., 1987), екорегионима (Bailey, 1980; Omernik, 1987), или оба (Maxwell et al., 1995). Да би била корисна, *a priori* класификација треба да садржи мали број класа, заснованих на мерљивој промени срединских атрибута у простору, а који су важни еколошки фактори за акватичне организме (Hawkins et al., 1993). За разлику од тога, *a posteriori* класификациони модели користе методе кластеровања података како би се биолошки слични узорци сврстали у одређене у групе.

1.2 Утицај срединских параметара на структуру заједнице риба

Проучавање еколошких заједница и срединских фактора који учествују у њиховом структурирању има веома дугу и комплексну историју. Велики број студија сведочи о томе да врсте нису насумично распоређене у простору, већ да постоји веза између заједница и срединских фактора у њиховом окружењу (Jackson et al., 2001). Приликом истраживања рибљих заједница, истраживачи полазе од претпоставке да се врсте јављају у одређеним асоцијацијама услед деловања абиотичких, биотичких фактора или комбинације оба.

Један од најзначајнијих абиотичких фактора је температура воде. Сматра се да овај средински параметар може бити лимитирајући фактор за распрострањење врста како на ширем (Shuter et al., 1980) тако и на мањем географском подручју (Grossman & Freeman, 1987). Наиме, високе температуре могу утицати на заједницу вишеструко, повећавајући физиолошке захтеве организама и последично их доводи у стање стреса. Висока температура мења и остале срединске параметре (смањење засићености воде кисеоником), што индиректно може утицати на ихтиофауну. Са друге стране, ниске температуре, такође могу бити лимитирајући фактор и утицати на структуру заједнице. Дужина периода ниских температура директно утиче на трајање и дебљину леденог слоја на површини воде, што онемогућава размену гасова, између осталог и кисеоника, са атмосфером. Па ипак, овакви исходи су чешћи на извориштима алпских и бореалних река него што је то случај у доњим токовима река (Jackson et al., 2001). Такође, хидроморфолошке карактеристике реке се одражавају на динамику тока, што даље диктира специфичне услове на које врсте могу бити прилагођене или не. Тако на пример, дубина воде је негативно корелисана са могућношћу замрзавања, недостатком кисеоника и високим температурама током лета (Schlosser, 1987).

Као најважнији хемијски параметар, који утиче на структуру заједнице, истиче се концентрација раствореног кисеоника. Плитки, споротекући сектори река су склони порасту температуре и смањењу концентрације кисеоника услед повећања процеса разлагања материје, што стресно утиче на присутне јединке. Комбинација температурног и кисеоничног стреса може довести до елиминације осетљивих врста, као што су пастрмке (Jackson et al., 2001).

Биотички фактори као што су предаторство и конкуренција директно или индиректно испољавају веома значајне ефекте на заједнице риба. Тако на пример, присуство предатора може да има утицај на избор станишта врста које су њихов плен (Power et al., 1985), што може довести до тога да одређене заједнице бивају присутне на неким локалитетима а да се врсте које представљају њихов плен померају на места мањег ризика. Многе друге студије, такође потврђују да се врсте које су плен премештају у хабитате где је заштита од предатора сигурнија (He & Kitchell, 1990; Schlosser & Angermeier, 1990). С друге стране, иако постоје опречна мишљења по питању улоге интерспецијске конкуренције у структурирању ихтиоценоза, бројни су литературни подаци који указују на то да конкуренција игра важну улогу у организацији локалних заједница (Ross, 1986). Међутим, и даље остаје отворено питање да ли, због варијабилности срединских фактора, понашање, морфолошке и физиолошке адаптације играју много значајнију улогу од интерспецијских интеракција као што је конкуренција (Grossman et al., 1998).

У новије време, многи хидроеколози сматрају да је за структурирање локалних заједница одговорна комбинација абиотичких и биотичких фактора заједно са регионалним карактеристикама подручја (Angermeier & Winston, 1998).

1.3 Примена ихтиофауне у процени еколошког статуса копнених вода

1.3.1 Значај риба као биолошких индикатора

Како су мерења биолошких компоненти базирана на живим бићима која су адаптирана на услове средине у којој живе, биолошком проценом се може добити кумулативна слика утицаја животне средине, укључујући хемијске, физичке и биолошке карактеристике. Врсте, биолошки индикатори, су јединствени показатељи стања животне средине, који дају сигнал о еколошком статусу водених екосистема. Коришћење биоиндикатора као знака раног упозорења на загађење или деградацију екосистема, може помоћи у очувању критичних ресурса. Индикатори стања животне средине представљају бројчане вредности добијене мерењем тренутног стања и услова средине одређеног географског подручја, чиме се репрезентује његово стање. Приликом избора индикатора, треба водити рачуна да буду испуњени следећи критеријуми:

1. Индикатор мора бити користан, тако да даје одговор на постављено питање
2. Индикатор мора бити објективан, представљен на прецизан и јасан начин
3. Индикатор мора бити научно релевантан тј. да обезбеђују тачну процену кључног фактора
4. Константна мерљивост тј. мерење са високо поновљивим стандардизованим методама и са минималним грешкама при мерењу
5. Индикатор би требало да обезбеђује максималну количину информација у односу на уложен труд
6. Препоручљив индикатор би требало да буде одговарајући тј. да обезбеди рану детекцију промена и могућности да региструје степен колебања дуж скале.

Историјски гледано, употреба макроинвертебрата у процени квалитета воде има изузетан значај. Међутим, у новије време, у ту сврху се све више користе подаци добијени проучавањем структуре рибље заједнице.

Рибама се може приписати много својстава које их чине поузданим индикаторима при биолошкој процени квалитета воде (Fame Consortium, 2004):

1. Рибе су присутне у скоро свим површинским водама;
2. Њихова идентификација је релативно лака, њихови еколошки захтеви и животни циклуси су добро познати;
3. Дужина живота многих врста омогућава процену осетљивости на поремећаје система кроз релативно дуг временски период;
4. Осетљивост на поједине факторе је позната код великог броја врста као и њихов одговор на стрес;
5. Различит степен толеранције у зависности од количине и врсте полутаната;
6. Различите врсте риба налазе се на различитим трофичким нивоима: омнивори, хербивори, инсективори, планктивори, писцивори;
7. Живе у различитим типовима станишта: бентосне, пелагијалне, реофилне, лимнофилне;
8. Смањење или повећање бројности популације се лако процењује и одражава вредност стресног фактора; и
9. Лако се сакупљају коришћењем одговарајуће опреме.

Међутим, коришћење риба као биоиндикатора има и извесних недостатака (Grabarkiewicz & Davis, 2008):

1. Потреба за радном снагом (за правилно и безбедно узорковање је потребна трочлана екипа);
2. Миграције и њихова велика мобилност (кретање риба може навести на погрешне закључке); и
3. Предрасуде приликом коришћења различитих метода узорковања.

1.3.2 Историја развоја Индекса Биотичког Интегритета

Индекс биотичког интегритета (ИБИ) први је осмислио James Karr (Karr, 1981) са циљем процене и описивања еколошких услова мањих речних екосистема централног Илиноиса и Индијане (САД). Сам израз "биотички интегритет" помиње се први пут у Акту о чистим водама (енг. Clean Water Act) 1972. године, који се односи на рестаурацију и очување хемијског, физичког и биолошког интегритета вода. Под "интегритетом" се подразумева непромењено стање или квалитет средине. Биотички интегритет се базира на претпоставци да је стање живих бића директно и најпрецизније мерило интегритета вода. Биотички интегритет се стога може дефинисати као способност одржавања заједнице живих бића, са специфичном структуром и функционалном организацијом, у складу са условима станишта датог географског региона. Као резултат тога, у процени стања водених екосистема, осим хемијског квалитета воде, процењивано је и стање биолошке компоненте.

Данас се детекција промена биотичког интегритета површинских вода сматра изузетно поузданим приступом. Наиме, ИБИ је дизајниран као један мултиметрички индекс помоћу кога се могу проценити промене у рибљим заједницама. Мултиметрички индекси представљају посебне аналитичке приступе који теже да обезбеде слику стања биолошке заједнице мерењем вредности великог броја метричких особина. Метричке особине су карактеристике заједнице живих бића, чије се вредности мењају на предвидив начин услед деловања антропогеног фактора. Такође, унапред је познато да ли вредности метричких особина расту или се смањују са повећањем степена деградације. Метод се базира на процени основних карактеристика заједница: композиција и богатство врста, присуство индикаторских врста, трофичка организација заједнице, репродуктивно понашање, абунданца, кондиционо стање. Оригинална верзија ИБИ-а (Karr, 1981) се заснива на 12 метричких особина:

1. **Укупан број врста** (вредност овог параметра зависи од биогеографског подручја, величине речног тока и сезоне)
2. **Укупан број индивидуа** (смањење количине рибе указује на загађење)
3. **Број врста из фамилије Percidae** (бентосне рибе, осетљиве на колебање услова средине)
4. **Број врста из фамилије Centarchidae** (нетолерантне на промене у условима средине, искључујући пастрмског греча)
5. **Број врста из фамилије Catostomidae** (дугоживеће врсте, осетљиве на промену услова)
6. **Број осетљивих врста** (врсте индикатори високог квалитета воде)
7. **Заступљеност врсте *Lepomis cyanellus*** (толерантна на промене квалитета воде)
8. **Заступљеност омниворних индивидуа** (указују на погоршање услова станишта)
9. **Заступљеност инсективорних ципринида** (указује на довољну количину инвертабрата као извора хране)
10. **Заступљеност писциворних индивидуа** (топ предатори јављају се у избалансираним екосистемима)
11. **Заступљеност хибрида** (број хибрида се повећава како степен деградације средине расте)
12. **Заступљеност болесних риба, присуство тумора и друге аномалије**

Широка примена ИБИ-а довела је до развоја различитих верзија, прилагођавајући га за употребу у различитим географским регионима. Регионалне модификације индекса описане су од стране великог броја научника и огледају се пре свега у избору метричких особина које се примењују (Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996; Simon, 1999; Simon, 1991). При избору метричких особина тежило се ка томе да се користе оне помоћу којих се на најбољи начин може сагледати стање рибљих заједница. Свакој се додељује одређени број бодова према критеријумима који су утврђени на одговарајућим референтним тачкама. Добијене вредности параметара могу у мањој или већој мери да одступају од очекиване вредности, па се у зависности од тога бодују са 5, 3, или 1. Сумирањем бодова добијају се вредности индекса у распону од 12 до 60. На референтној тачки збир бодова је 60, и уколико је сума бодова на испитиваној тачки блиска овој вредности, квалитет средине је очуван. Ако је збир бодова близак минимуму, ради се о великом степену деградације.

1.3.3 Метричке особине

Метричке особине, које су дефинисане у оригиналној верзији ИБИ-а и предвиђене за подручје Илиониса, подлегле су изменама ради примене у различитим географским регионима широм света (Табела 1.). У свакој од нових верзија, листа метричких особина је више или мање измењивана у складу са карактеристикама циљаног региона или типа реке. Неке од њих се користе у свим верзијама (број врста, проценат омнигора, заступљеност оштећења и болести), али већина је прилагођена карактеристикама ихтиофауне проучаваног подручја. Познавање функционисања и еколошких захтева ихтиофауне испитиваног региона је основни предуслов за развој ИБИ-а (Noble et al., 2007).

Табела 1. Метричке особине рибље заједнице из оригиналне верзије ИБИ-а (Karr, 1981) и њихове модификације ради примене у различитим регионима

Категорија	Метричке особине оригиналне верзије ИБИ-а (Karr, 1981)	Модификације ради примене у различитим регионима
Богатство врста	Укупан број врста	1. Укупан број аутохтоних врста (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996; Teels et al., 2004) 2. Узрасне класе салмонидних врста (Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987)
	Број врста из фамилије Percidae	1. Број врста из фамилија Percidae и Cottidae (Steedman, 1988) 2. Број врста из фамилија Cottidae (Hughes & Gammon, 1987) 3. Број бентосних врста риба (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)

		4. Број врста из фамилије Percidae искључујући толерантне врсте (Gatz & Harig, 1993)
Композиција врста	Број врста из фамилије Centarchidae	1. Број врста из фамилије Centarchidae, укључујући и род Micropterus (Karr et al., 1986; Simon, 1991; Hoefs & Boyle, 1992; Lyons, 1992)
		2. Број врста из фамилије Cyprinidae (Hoefs & Boyle, 1992)
		3. Број врста из фамилије Centarchidae и Salmonidae (Steedman, 1988)
		4. Број пелагијалних врста риба (Miller et al., 1988; Oberdorff & Hughes, 1992)
		5. Број врста у извориштима (Simon, 1991)
	Број врста из фамилије Catostomidae	1. Број врста из фамилије Catostomidae и Cyprinidae (Hoefs & Boyle, 1992)
		2. Број врста из фамилије Catostomidae и Ictaluridae (Steedman, 1988)
		3. Број врста из фамилије Cyprinidae (Hughes & Gammon, 1987; Simon, 1991; Hoefs & Boyle, 1992)
	Број нетолерантних врста	1. Број амфибијских врста (Moyle et al., 1986)
		2. Процентуална заступљеност

Толеранција	поточне златовчице (<i>Salvelinus fontinalis</i>) (Langdon, 1989)
	<p>3. Број пастрмских врста (Moyle et al., 1986; Simon, 1991)</p> <p>4. Број осетљивих врста (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)</p>
Процентуална заступљеност врсте <i>L. cyanellus</i>	<p>1. Процентуална заступљеност врсте <i>C. carpio</i> (Hughes & Gammon, 1987)</p> <p>2. Процентуална заступљеност толерантних врста (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)</p> <p>3. Процентуална заступљеност алохтоних врста (Hughes & Gammon, 1987)</p> <p>4. Процентуална заступљеност врсте <i>R. rutilus</i> (Oberdorff & Hughes, 1992)</p>
Процентуална заступљеност омниворних	1. Процентуална заступљеност омниворних и хербиворних индивидуа (Overton, 2001)

	индивидуа	2. Процентуална заступљеност врста генералиста (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)
Тип исхране	Процентуална заступљеност инсективорних ципринида	1. Процентуална заступљеност инсективорних индивидуа (Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Hoefs & Boyle, 1992; Oberdorff & Hughes, 1992) 2. Процентуална заступљеност специјализованих инсективора (Leonard & Orth, 1986) 3. Процентуална заступљеност бентосних инсективора (Teels et al., 2004)
	Процентуална заступљеност писциворних индивидуа	1. Процентуална заступљеност ловних салмонида (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996) 2. Процентуална заступљеност пионирских врста (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al.,

	1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)
Абунданца	<p>Укупан број индивидуа</p> <p>1. Густина индивидуа (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)</p> <p>2. Биомаса риба (Hughes & Gammon, 1987)</p>
Размножавање и кондиционо стање	<p>Процентуална заступљеност хибрида</p> <p>1. Процентуална заступљеност интродукованих врста (Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Moyle et al., 1986; Hughes & Gammon, 1987; Miller et al., 1988; Steedman, 1988; Simon, 1991; Lyons, 1992; Simon & Lyons, 1995; Lyons et al., 1996)</p> <p>2. Процентуална заступљеност литофила (Simon, 1991; Lyons, 1992; Hoefs & Boyle, 1992)</p> <p>3. Број врста са касним полним сазревањем (Teels et al., 2004)</p> <p>4. Процентуална заступљеност врста са више старосних група (Overton, 2001)</p>

Процентуална
заступљеност
индивидуа са
аномалијама и
деформитетима

1. Процентуална заступљеност
индивидуа, тешко инфицираних
паразитом Neascus (Steedman, 1988)

Композиција и богатство врста

Ова група особина заснива се на одређивању структуре заједнице риба.

1. Укупан број врста

- Укупан број аутохтоних врста
- Укупан број врста, искључујући врсте из фамилије Salmonidae
- Узрасне класе салмонидних врста

Ова особина подразумева једноставно пребројавање свих врста пронађених на неком локалитету. Хибриди, подврсте и алохтоне врсте се не узимају у обзир. Како се повећава степен деградације станишта, тако број врста опада. У изориштима, где је присутно само неколико врста, заступљеност више старосних група може указати на подобност услова за мрешћење и узгој риба (Barbour et al., 2002).

2. Број врста из фамилије Percidae

- Број врста из фамилија Percidae и Cottidae
- Број врста из фамилије Cottidae
- Број врста из фамилије Percidae, искључујући толерантне врсте
- Број бентосних врста
- Укупан број индивидуа из фамилије Cottidae
- Број инсективорних бентосних врста

Ове врсте су веома осетљиве на деградацију услова станишта која резултира у смањењу количине кисеоника на дну, чиме су лишене својих основних захтева за репродукцију и исхрану. Представници фамилије Percidae су најподеснији показатељи за подручје Мисисипија, док представници фамилије Cottidae заузимају исте нише на западу Америке. За мање потоке на атланској страни земље као показатељ рачуна се број инсективорних бентосних врста, Cottidae или Percidae (Barbour et al., 2002).

3. Број врста из фамилије *Centrarchidae*

- Број врста из фамилије *Syrprinidae*
- Број врста из фамилије *Salmonidae*
- Број врста из фамилија *Centrarchidae* и *Salmonidae*
- Број врста карактеристичних за изворишну зону
- Број врста које живе у слободној води
- Број врста из фамилије *Centrarchidae*, изузев рода *Micropterus*

Ове врсте су осетљиве на загађење, па њихов број опада са порастом интензитета загађења. Већина су значајне врсте за спортски риболов. Утврђено је да је за слив реке Мисисипи најприкладније посматрати број врста из фамилије *Centrarchidae*, међутим ако су оне одсутне или ретке, за процену се узима нека друга од наведених особина. На западу Америке, у потоцима хладне воде, у обзир се узимају ципринидне врсте, док се за предео јужног Онтарија узима параметер број врста из фамилија *Centrarchidae* и *Salmonidae*. Како представници фамилије *Salmonidae* заузимају исту еколошку нишу као врсте из фамилије *Centrarchidae*, то ова два параметра могу заменити један други (Barbour et al., 2002).

4. Број врста из фамилије *Catostomidae*

- Број врста из фамилије *Catostomidae* и *Ictaluridae*
- Број врста из фамилија *Catostomidae* и *Syrprinidae*
- Број врста из фамилије *Syrprinidae*

Велики број врста из фамилије *Catostomidae* су осетљиве на промене услова, и многе од њих имају дуг животни век, па дају дугогодишњу слику стања животне средине. *Syrprinidae*, које имају сличне карактеристике, могу бити замена овом параметру (Overton, 2001). Толерантне врсте из фамилије *Syrprinidae* се не узимају у обзир (Niemela & Feist, 2000).

Индикаторске врсте

5. Број нетолерантних врста

- Број амфибијских врста
- Процентуална заступљеност *S. fontinalis*
- Број врста из фамилије Salmonidae

Помоћу ове метричке особине најбоље се може направити разлика између високог и средњег статуса у квалитету воде, јер се базира на врстама које су најосетљивије на промену хемијских и физичких услова. Осетљиве врсте прве нестају под деловањем стреса. Врсте које се класификују као нетолерантне, требало би да представљају 5-10 процената од свих које су подложне утицају, да би наведена карактеристика имала смисла. Врсте, кандидати за овај параметер се бирају тако што се коришћењем литературе о ихтиофауни датог подручја издвајају оне које су некада биле широко распрострањене, а чије је присуство данас ограничено само на воде високог квалитета. Moyle et al. (1986) предлаже коришћење амфибија за подручје северне Калифорније, због њихове осетљивости. За подручје Онтарија, Steedman (1988) сматра да се као значајан параметер може узети процентуално учешће поточне златовчице.

6. Процентуална заступљеност врсте *L. cyanellus*

- Процентуална заступљеност врсте *C. carpio*
- Процентуална заступљеност толерантних врста
- Процентуална заступљеност врсте *R. rutilus*
- Процентуална заступљеност интродукованих врста

Насупрот претходној, помоћу ове особине може се направити разлика између лошег и средњег стања квалитета воде. Толерантне врсте су оне које су често присутне у водама лошијег квалитета, и како процес деградације расте њихова бројност постаје већа у односу на друге осетљивије врсте. Доминантне су у условима хемијског загађења, хронично ниске

концентрације раствореног кисеоника, високе концентрације амонијака и других токсичних субстанци (Niemela & Feist, 2000). Врста *L. cyanellus* је најпогоднија за мање потоке на средњем западу Америке, док је *S. carpio* подеснији за реку Орегон. Да би се избегло одређивање заступљености конкретне врсте, сугерише се коришћење ширег параметра под називом "Процентуална заступљеност толерантних врста" (Barbour et al., 2002).

Трофички састав заједнице

Следеће три метричке особине користе се у процени степена одступања од очекиване продукције рибље заједнице у условима деградиране средине. Основни разлог измена у трофичкој структури рибљих заједница, у смеру повећања броја омнивора а смањења броја инсективора, је повећање количине нутријената. Међутим, у неким случајевима може доћи до повећања процентуалне учесталости инсективора, посебно сунчанице, иако је богаћење воде нутријентима изражено (Overton, 2001).

7. Процентуална заступљеност омниворних индивидуа

- Процентуална заступљеност омниворних и хербиворних индивидуа
- Процентуална заступљеност генералиста

Процент омнивора у заједници расте како се погоршавају физички и хемијски услови станишта. Способност коришћења различитих типова хране, допушта омниворима да при недостатку једног пређу на други тип хране. Leonard & Orth (1986) наводе да у областима где само неколико врста одговара правим омниворима, првобитан параметар се може заменити процентуалном заступљеношћу генералиста (Barbour et al., 2002).

8. Процентуална заступљеност инсективора

- Процентуална заступљеност бентосних инсективора
- Процентуална заступљеност инсективорних врста из фамилије Cyprinidae

Како се број инвертебрата, као основног извора хране инсективора, смањује под утицајем стресних фактора средине, то се пропорција инсективора смањује у корист

омнивора. Бентосни инсективори осетљиви су на промене услова дна, па деградацијом бентосних станишта њихова бројност опада (Niemela & Feist, 2000). Инсективори су доминантна трофичка група површинских вода Северне Америке. Пошто су представници фамилије Сургинидае доминантна инсективорна група риба у водама Њу Џерсија, то се у овом случају дати параметер може конкретизовати.

9. Процентуална заступљеност писцивора

Помоћу ове метричке особине може се направити разлика између високог и средњег стања у квалитету воде. Воде са ниским до средњим квалитетом, генерално садрже само неколико предаторских врста риба. Постојање одрживих популација писцивора индукује здраву, у трофичком смислу разновсну заједницу риба (Niemela & Feist, 2000).

Абунданца, репродуктивне карактеристике и кондиционо стање

Три последње особине индиректно оцењују стање популације, морталитет, кондицију и густину. Ови параметри константно варирају, па је потребно много времена за детаљну процену. Насупрот томе, њихова индиректна процена се много брже може извршити утврђивањем следећих параметара (Barbour et al., 2002).

10. Укупан број индивидуа

- Улов по јединици напора, искључујући толерантне врсте
- Биомаса риба

Укупан број риба, такође, опада како се повећава степен деградације станишта. Међутим, у неким случајевима, повећање нутријената или деградација животне средине, може чак довести до повећања броја риба. Најчешће, смањен број индивидуа указује на токсично загађење, чинећи притом овај параметер веома поузданим. Hughes & Gammon (1987) су предложили да се у већим рекама, где је варијабилност у броју риба јако изражена, користи укупна биомаса риба као најприкладнији параметар или чак као додатна метричка особина (Barbour et al., 2002). Такође, осмишљен је и такозвани Индекс Доброг

Стања (енг. Index Of Well-Being), који се базира и на процени абунданце и на процени биомасе (Barbour et al., 2002).

11. Процентуална заступљеност хибрида

- Процентуална заступљеност литофила
- Процентуална заступљеност врста са више старосних група
- Број врста са касним полним сазревањем
- Процентуална заступљеност интродукованих врста

Овом карактеристиком се процењује степен репродуктивне изолације као и погодност услова станишта за испуњавање репродуктивних захтева. Уколико се степен деградације повећава, проценат хибрида и интродукованих врста расте, а литофила опада. Међутим, дешава се да се хибриди могу пронаћи и у водама високог квалитета, а да их нема у значајно нарушеним стаништима, као и то да је хибридизацију тешко установити. Због тога, предлаже се да се користи процентуална заступљеност литофила или заступљеност интродукованих врста (Barbour et al., 2002). Често коришћен параметар је и процентуална заступљеност врста са више старосних група. За сваку врсту се, помоћу дистрибуције тоталних дужина, могу одредити старосне групе, а самим тим и степен репродуктивног успеха (Overton, 2001). Број врста са касним полним сазревањем узима у обзир врсте за које је нормално да се не мресте до своје треће године (Teels et al., 2004).

12. Процентуална заступљеност болесних риба, присуство тумора и друге аномалије

Ова особина указује на здравље и кондиционо стање сваке рибе. Оваквих појава нема или су веома ретке на очуваним референтним локалитетима, а веома честе у областима са високом концентрацијом токсичних материја (Barbour et al., 2002). Паразитске инфекције се не узимају у обзир, јер оне нису обавезно у корелацији са квалитетом животне средине (Niemela & Feist, 2000).

1.3.4 Референтни услови акватичних екосистема

Већина индекса који се заснивају на процени заједнице риба, предложени до сада, ослањају се на постојање референтних односно ненарушених локалитета (Oberdorff et al., 2002; Pont et al., 2006; Schmutz et al., 2007). Референтне тачке су оне које након извршених физичких, хемијских и биолошких анализа задовољавају стандарде предвиђене за детекцију референтних услова. Према Агенцији за Заштиту Животне Средине (ЕРА, енг. Environmental Protection Agency), за све површинске воде, без или са веома малим променама у вредностима хидроморфолошких, физичких, хемијских и биолошких параметара, у односу на оне које се јављају у одсуству антропогеног нарушавања, може се сматрати да у њима владају референтни услови.

Референтно стање је неопходно дефинисати како би се могло вршити поређење вредности параметара на проучаваном локалитету са референтним. Према пројекту WFD, да би нека тачка била референтна мора испуњавати следеће критеријуме:

- **Биолошки услови**

- Одсуство већих оштећења акватичних заједница под дејством антропогеног утицаја или насељавања инвазивних врста
- Мора бити омогућена репродукција свих водених организама
- Неопходно присуство врста специфичних за дато подручје

- **Физички услови**

- Минималне промене физичких параметара

- **Хемијски услови**

- Минималне промене хемијских параметара
- Концентрација полутаната антропогеног порекла блиска нули

- **Хидроморфолошки услови**

- Природан след догађаја датог подручја током године

- Одсуство антропогеног нарушавања
- Само за мање водене екосистемиме су прихватљиви мањи ефекти локалног загађења

Међутим, одређивање референтних услова је обично тешко и непоуздано због непознавања историјских услова. Осим тога, основни проблем је у томе што ненарушени локалитети вероватно више и не постоје у многим земљама (Brown, 2000; Aparicio et al., 2011), а нарочито када се ради о доњим токовима река, где је локалитете са неизмењеном, природном фауном риба тешко пронаћи (Milošević et al., 2012). У вези са тим, постојање индекса за процену еколошког статуса копнених вода, који није директно заснован на постојању референтних локалитата, умногоме би олакшало и унапредило његову примену.

1.3.5 Примена ИБИ-а у Европи и избор метричких особина

На основу наведеног прегледа метричких особина и њихових варијација, може се закључити да свака од њих има за задатак да процени неки од аспеката функционисања заједнице риба али на различите начине. Приликом избора начина на који ће се приступити мерењу треба водити рачуна да особина буде прикладна за заједницу која се проучава и довољно осетљива да у њој може да детектује промене у карактеристикама и функционисању. Изабрана метричка особина мора бити у складу са претпоставком како се њене вредности мењају у условима деградације и мора омогућити да се помоћу ње могу бодовати добијене вредности мерења у односу на очекиване (Noble et al., 2007).

Употреба риба, као биолошких индикатора у Европи била је много мање распрострањена у односу на Америку. Тек недавно, научници у Европи настоје да прилагоде ИБИ за употребу у својим земљама (Venejam Vidal, 2008). Belliard et al. (1999) износе предлог за адаптацију ИБИ-а у водама Француске, у студији случаја на примеру реке Сене. На основу резултата студије, аутори предлажу коришћење 10 метричких особина у процени еколошког статуса вода Француске. Такође, Belpaire et al. (2000) и Breine et al. (2004) дефинисали су мултиметричке Индексе биотичког интегритета зановане на заједници риба за примену у процени еколошког статуса површинских вода Белгије. Од

великог броја метричких особина, које су дефинисане као кандидати при рачунању ИБИ-а, изабране су оне које најбоље одговарају испитиваном подручју.

У Румунији, са циљем конципирања ИБИ-а, испитано је 35 локалитета Дунавског слива. Као закључак ове студије, Angermeier & Davideanu (2004) предлажу Прелиминарни Мултиметрички Индекс (ПМИ) за који је изабрано по седам метричких особина за оба проучавана региона, брдски регион и планински регион.

У сва три наведена примера, крајња вредност ИБИ индекса рачуна се по принципу бодова. У првом случају, начин бодовања исти је као и у оригиналној верзији ИБИ-а. На примеру Белгијског ИБИ-а, коначна вредност индекса добија се рачунањем средње вредности суме бодова сваке особине. Оваквим приступом постигнуто је да се израчунати ИБИ јавља у границама од 0 до 5, што омогућава његово сврставање у једну од пет класа воде, утврђених Оквирном директивом о водама (Breine et al., 2004). Приступ бодовању, приликом адаптације индекса у Румунији, претрпео је извесне промене, па скорови који се додељују имају вредности 3,2,1, а укупни индекс се креће у границама од 7 до 21 (Angermeier & Davideanu, 2004). Нови приступ бодовању, тзв. технику бодовања помоћу квантила, осмислили су Канадски научници Long & Walker (2005). Наиме, принцип се заснива на томе да се све добијене вредности, за сваку од метричких особина, рангирају по величини и да се добијени низ података подели на четири једнака дела како би се утврдиле вредности првог и трећег квантила. За одређену метричку особину, за дати локалитет, додељује се 1 бод уколико се њена измерена вредност налази испод границе првог квантила. На сличан начин, 5 бодова се добија ако добијена вредност прелази границу трећег квантила, а ако се измерена вредност нађе између ове две границе, носи 3 бода. Разлог проналажења новог приступа бодовању био је недостатак историјских података о варијабилности неког екосистема, а самим тим и немогућност дефинисања референтних услова (Long & Walker, 2005).

У Шпанији је развијена нова верзија ИБИ-а тзв. IBICAT (Sostoa et al., 2003). У основи овог индекса остао је класичан систем бодовања али су метричке особине прилагођене географском подручју Каталоније. Међутим, како се овај приступ показао непоузданим, услед бројних потешкоћа приликом примене (Benejam et al., 2008), као и

Aparicio et al., (2011) предлажу нови индекс за ово подручје (IBI-Jugar). Наиме, овај индекс није заснован на постојању референтних локалитета, што значајно олакшава његову примену, не користи метричке особине базиране на еколошким групама јер је аутекологија многих медитеранских врста непозната и омогућава процену еколошког статуса водотокова где се заједница риба природно састоји од малог броја врста. Метричке особине које се користе у процени заснивају се на процени ихтиофауне на три нивоа еколошке организације: индивидуалном (процентуална заступљеност болесних индивидуа), популационом (старосна структура аутохтоних популација) и нивоу заједнице (густина аутохтоних врста риба, број интродукованих врста и нестанак аутохтоних врста) (Aparicio et al., 2011).

Модификовани ИБИ настао је и у Србији, као резултат једне студије вршене у циљу проналажења корелације између вредности ИБИ-а и стопе таложења седимената у лентичким системима. Наиме, прилагођени ИБИ коришћен је за праћење стања ихтиофауне у акумулацији Међувршје, како би се одредио степен деградације животне средине, током више од 45 година. Како није било доступних података за “ Број оболелих јединки” и “ Улов по јединици напора”, то је за рачунање индекса коришћено 10 метричких особина које су модификоване у складу са пројектом ФАМЕ: 1. Број алохтоних врста, 2. Број толерантних врста, 3. Процентуална заступљеност бентосних индивидуа, 4. Процентуална заступљеност реофилних индивидуа, 5. Процентуална заступљеност еуритопних индивидуа, 6. Процентуална заступљеност омниворних индивидуа, 7. Процентуална заступљеност карниворних индивидуа, 8. Процентуална заступљеност фитофила, 9. Процентуална заступљеност литофила, 10. Процентуална заступљеност нетолерантних индивидуа. Бодовање је вршено техником бодовања помоћу кوارтила према Long & Walker (2005). Овом студијом је показано да се за процењивање стања акумулација са успехом може применити ИБИ (Lenhardt et al., 2009).

1.3.6 Европски индекс за рибе

Европски индекс за рибе (EFI, енг. European Fish Index) развијен је као резултат пројекта Европске Уније под називом ФАМЕ (FAME, енг. Development, Evaluation and

Implementation of the Standardised **F**ish-based **A**ssessment **M**ethod for the **E**cological Status of European Rivers).

Циљ овог пројекта, у кога је укључено 25 земаља Европске Уније, био је развој новог метода за процену еколошког статуса вода, базираног на заједници риба, који се заснива на ИБИ-у.

Од земаља чланица, захтева се да процене еколошки статус свих вода на основу хидроморфолошких, физичких, хемијских и биолошких елемената. Оквирна директива о водама приписује следеће кораке при процени еколошког статуса вода (Fame Consortium, 2004):

- Класификовање свих типова река
- За сваки тип утврдити референтне услове без или са незнатним изменама услед деловања антропогеног фактора
- Утврдити степен одступања одређеног локалитета у односу на референтно стање
- Одређивање квалитета воде

Генерално, EFI се базира на моделу који омогућава да се процени и квантификује степен одступања добијених вредности на одређеном локалитету у односу на очекиване (референтне). Еколошки статус се утврђује у зависности од вредности индекса, који се креће у границама од 1 (висок еколошки статус) до 0 (лош еколошки статус).

Првобитно, дефинисано је 58 метричких особина које указују на различите структурне и функционалне аспекте рибље заједнице. Помоћу прецизно осмишљеног статистичког модела за сваку од њих тестирана је могућност указивања на евентуалне промене у условима станишта. На тај начин издвојено је 10 коначних метричких особина (Pont et al., 2006). EFI користи особине које се базирају на следећим функционалним групама: трофичка структура, репродуктивне групе, тип станишта које насељавају, миграторно понашање, способност толеранције на промену услова. За сваку од особина је

познато какав одговор даје услед деловања антропогеног притиска (да ли вредности расту или се смањују).

- 1. Густина инсективорних врста**
- 2. Густина омниворних врста**
- 3. Густина фитофилних врста**
- 4. Релативна абунданца литофилних врста**
- 5. Број бентосних врста**
- 6. Број реофилних врста**
- 7. Процентуални удео нетолерантних врста**
- 8. Процентуални удео толерантних врста**
- 9. Број диадромних врста**
- 10. Број потамодромних врста**

За сваку од метричких особина, предвиђене су теоретске, очекиване вредности, помоћу мултилинеарне регресије. У ту сврху, посматрано је десет фактора средине (надморска висина, присуство или одсуство природних језера узводно, удаљеност од извора, водни режим, ширина корита, геолошке карактеристике, просечна температура ваздуха, нагиб, величина сливног подручја, регион коме река припада) и три која се односе на метод узорковања (стратегија узорковања, метод и површина која је узоркована).

Да би се квантификовао ниво деградације, рачуна се разлика између добијених вредности параметара и очекиваних. Вредности добијених остатака за сваку од метричких особина, расипају се око очекиване вредности. Вредности са локалитета који подлежу значајнијем утицају деградације, показују веће одступање од очекиване вредности, за разлику од оних где утицаја нема или је утицај веома мали.

Измерене вредности посматраних особина се добијају у различитим јединицама, па их је потребно стандардизовати како би биле упоредиве. Пошто неке од стандардизованих вредности расту а неке опадају у случају нарушавања услова средине, треба их трансформисати у "вероватноћу". Захваљујући томе, све вредности варирају у интервалу од 0 до 1, чиме се указује на вероватноћу да се проучавана тачка приближава референтном стању. Да би се добила коначна вредност EFI -а, све вероватноће се сабирају и помере за децималу, како би се крајњи број нашао у интервалу од 0 до 1. Према Оквирној Директиви о Водама, разликују се пет нивоа еколошког статуса вода. У зависности од тога у који опсег се уклапа вредност индекса, читава се којој класи воде проучавана тачка припада (Fame Consortium, 2004).

Ограничења у коришћењу EFI-а односе се на подручја где заједнице риба значајно одступају од истих у тестираним областима., што се пре свега односи на реке Медитерана које садрже велики удео ендемичних врста, као и на југоисточни део Европе, што се посебно односи на Балканско полуострво, где се ихтиофауна значајно разликује у композицији врста.

У циљу превазилажења постојећих ограничења EFI-а, дошло је до развоја новог приступа под називом EFI+. Основни задатак EFI+ пројекта био је да се испита применљивост EFI-а и да се побољша ради могућности употребе у Централној и Источној Европи и Медитерану. За EFI+ дефинисана су два индекса. Вредност индекса се рачуна зависно од тога ком типу реке припада проучавани локалитет. Реке су класификоване у два типа: салмонидни и ципринидни тип реке. Сваки индекс састоји се од по две метричке особине.

- **Салмонидни индекс за рибе** (рачуна се за локалитете где доминантне врсте у заједници риба припадају салмонидама)
- **Ципринидни индекс за рибе** (рачуна се за локалитете где доминантне врсте у заједници риба припадају ципринидама)

Салмонидни индекс се рачуна по формули: (густина врста нетолерантних на деградацију станишта мањих од 150мм (тотална дужина) + густина врста нетолерантних на смањење количине кисеоника) / 2.

Ципринидни индекс се рачуна: (број реофилних врста + густина врста које су литофили према репродуктивним захтевима) / 2.

Једна метричка особина је изражена преко броја врста, док се остале три односе на густину. Две се базирају на способности толеранције а две на захтевима према типу станишта за потребе репродукције. Све четири особине дају негативан одговор услед деловања антропогеног притиска.

Разлика између ова два типа река заснива се на релативној абунданци врста које су карактеристичне за салмонидне заједнице. За све ове врсте заједничко је да су нетолерантне на смањење количине кисеоника и деградацију станишта, затим да су стенотермне, литофили или спелеофили по начину размножавања и реофили према захтевима у станишту. За ненарушене салмонидне типове река карактеристично је да доминирају салмонидне врсте са више од 80%. Насупрот томе за, типичне, очуване ципринидне типове река релативна абунданца ових врста је мања од 20%.

Како се под деловањем антропогеног фактора структура заједнице мења, немогуће је директно, на основу рибље заједнице, разликовати салмонидни од ципринидног типа. Према пројекту FAME, помоћу 7 срединских параметара могуће је разликовати 15 типова река, које се у случају EFI+ групишу у два главна типа, узевши у обзир критеријум који се односи на релативну абунданцу салмонидних врста.

За сваку метричку особину, за дати локалитет, помоћу статистичког модела предвиђа се њена вредност у очуваним, референтним условима.

Број бодова који се додељује свакој од особина добија се на следећи начин:

((очекивана – добијена вредност) – медијана разлика очекиваних и добијених вредности за сваки локалитет који припада датом типу реке одређеног региона) / стандардна девијација

разлика очекиваних и добијених вредности за сваки локалитет који припада датом типу реке одређеног региона.

Добијена вредност индекса указује на класу воде којој проучавана тачка припада (EFI+ Consortium, 2009).

Међутим, упркос труду да се да се формулише универзални индекс за процену еколошког статуса, који би превазишао ограничења у могућности коришћења у читавој Европи, централни део Балканског полуострва (Екорегин 5), а самим тим и Србија, је овога пута изостављен из процеса формулације и калибрације EFI+ индекса.

1.4 Еколошка истраживања ихтиофауне у Србији

Велики део досадашњих ихтиолошких истраживања у нашој земљи, окренут је ка значају риба као индикатора у процени квалитета текућих и стајаћих вода. До сада, коришћење риба у методама биопроцене у Србији, засновано је искључиво на примени сапробиолошких метода (Budakov et al., 1988; Maletin et al., 1994; Šorić, 1998; Maletin et al., 2001; Kostić et al., 2000). Такође, проучаван је и значај појединих врста као индикатора у процени квалитета воде (Budakov & Maletin, 1982; Ivanc et al., 1997). Досадашња еколошка истраживања заједнице риба лотичких система на простору Србије јужно од Дунава, углавном се заснивају на проучавању ихтиоценоза појединачних река слива реке Велике Мораве, са посебним освртом на екологију одређених таксона. С обзиром да је област истраживања екологије риба била ограничена на главне токове река Велике и Западне Мораве и неколицину притока, до сада није приказан реалан образац просторног варирања заједнице у оквиру целокупног сливног подручја Велике Мораве, која чини око 50% територије Србије.

Недовољно познавање просторне динамике ихтиоценоза, као и утицаја срединских параметара на заједницу, условило је немогућност имплементације риба у методе биопроцене еколошког статуса текућих вода Србије. Према Оквирној Директиви о Водама, све земље су у обавези за изврше процену еколошког стања водених екосистема на основу биотичке компоненте. Међутим, јасно је наглашено да се не препоручује примена већ постојећих Европских индекса за рибе (EFI и EFI+) на текуће воде Балкана, јер екорегин 5, коме припада Балканско полуострво, није увршћен у формулацију и калибрацију индекса, а сматра се да састав и структура фауне риба значајно одступа од оне у испитиваним регионима. Познато је да сваки регион мора прилагодити индекс локалним условима датог подручја (Smogor & Angermeier, 1999; Angermeier et al., 2000; Aparicio et al., 2011). Тачније, да би се правилно формулисао индекс, неопходно је узети у обзир регион-специфичне природне опсеге варирања метричких особина и регион-специфичне антропогене утицаје на водене екосистеме, као и регион-специфичне биотичке одговоре на новонастале промене (Oberdorff et al., 2002; Angermeier & Davideanu 2004; Pont et al., 2006).

Први индекс конципиран за подручје Србије, Балкан Биотички Индекс (BNBI), је биотички индекс базиран на заједници бентосних макроинвертебрата, формулисан тако да одражава квалитет воде и специфичне аспекте фауне дна у региону Балкана (Simić & Simić, 1999). BNBI процењује еколошки статус користећи индексе диверзитета заједнице заједно са биоиндикаторским особинама карактеристичних таксона бентосне заједнице. Што се тиче заједнице риба, према доступној литератури, први и једини покушај да се ИБИ прилагоди на регионалним специфичностима Србије до сада, је предложен од стране Lenhardt et al. (2009). Међутим, ова студија је спроведена у циљу процене и праћења еколошког квалитета лентичких система.

2. Циљеви рада

С обзиром на чињеницу да је екологија рибљих заједница у Србији слабо истраживана, подаци о врстама индикаторима квалитета воде и станишта оскудни, а потреба за постојањем регион-специфичног приступа за процену еколошког статуса вода на основу ихтиофауне императив, у оквиру овог рада дефинисани су следећи циљеви:

1. Приказивање квалитативних и квантитативних карактеристика и одређивање просторне динамике заједнице риба на сливу реке Велике Мораве;
2. Испитивање улоге срединских фактора у структурирању ихтиоценозе слива реке Велике Мораве;
3. Тестирање еколошке релевантности *a priori* класификације станишта помоћу срединских варијабли, поређењем степена усаглашености са класификацијом станишта базираној на ихтиофауни као биотичкој компоненти;
4. Дефинисање врста индикатора квалитета воде и станишта и
5. Формулација новог приступа за процену квалитета и еколошког статуса текућих вода, коришћењем риба као биоиндикатора, који одражава регионалне специфичности Србије.

3. Материјал и методе

3.1 Подручје истраживања

Територија Србије се налази на централном делу Балканског полуострва. Према карактеристикама рељефа, јасно се може поделити на два региона – Панонску низију и брдско-планински регион јужно од Дунава. Србију карактерише велика разноврсност срединских фактора, што је чини једним од најкомплекснијих региона у Европи у погледу дистрибуције живог света, укључујући и акватичне организме (Рауповић et al., 2012).

Подручје Србије обухвата 5 екорегiona, али највећим делом припада екорегionима 5 (Динарски западни Балкан) и 11 (Панонска низија) (Рауповић et al. 2012). Скоро сви потоци и реке се уливају у Дунав а самим тим припадају Црноморском сливном подручју (92% територије Србије), док мањи део припада Егејском и Јадранском сливу (Gavrilović & Dukić, 2002). Предмет истраживања ове студије су били потоци и реке мале до средње величине, које чине чак 80% водотокова Србије.

3.1.1 Слив реке Велике Мораве

Велика Морава је највећа река која се целим својим током простира на територији Србије и представља веома значајну десну притоку Дунава. Велика Морава настаје спајањем Јужне и Западне Мораве код Сталаћа на 129.4 m а улива се у Дунав на 66.6 m надморске висине (Gavrilović & Dukić, 2002). Према томе, сливно подручје Велике Мораве се састоји од три главне хидрографске секције: слив Велике Мораве (6242 km²), слив Јужне Мораве (15,469 km²) и слив Западне Мораве (15,850 km²). Укупно сливно подручје обухвата површину од 37,561 km². Велика Морава, дугачка 185 km, је типична равничарска река која протиче кроз најгушће насељене делове Србије. Просечна вредност протока воде у кориту износи 255 m³/s. Лева притока су бројније од десних и најзначајније реке су: Лугомир, Белица, Осаоница, Лепеница, Рача, и Јасеница. Најдужа је Јасеница (79 km) а друге су ретко преко 50 km. Десне притоке су: Јовановачка река, Црница, Раваница, Ресава и Ресавица.

3.1.2 Слив реке Западне Мораве

Источно од Пожеге, спајањем Ђетине и Голијске Моравије настаје река Западна Морава. За разлику од Велике и Јужне Мораве, ова река рече у правцу запад-исток дужином од 493 km. Западна Морава протиче кроз композитну долину коју чине четири котлине. У котлинама река тече образујући многе меандре, што успорава отицање великих вода, па се често јављају повремене поплаве. Просечна вредност протока воде у кориту изност $120 \text{ m}^3/\text{s}$, али често долази то екстремних флукуација. У Западну Мораву се улива укупно 85 притока. Најзначајније леве притоке су: Скрапеж, Каменица Чемерница и Гружа а десне: Ивањичка Моравица, Белица, Ибар и Расина.

Најдужа и највећа притока Западне Мораве је река Ибар. Ибар извире у источном делу Црне Горе, одакле тече ка северу, пролази преко територије Косова и улива се у Западну Мораву у централном делу Србије, у близини Краљева. Дужина тока Ибра износи 276 km, док је површина сливног подручја 8059 km^2 . Просечна вредност протока воде у кориту изност $60 \text{ m}^3/\text{s}$. Најважније леве притоке Ибра су: Рашка, Студеница и Лопатница а леве: Јошаничка река, Гвождачка река и Рибница.

3.1.3 Слив реке Јужне Мораве

Јужна Морава настаје у Македонији, северно од Скопља, спајањем Биначке Мораве са Пршевском Моравицом код Бујановца. Од укупне површине слива Јужне Мораве ($15,469 \text{ km}^2$), $14,372 \text{ km}^2$ (92,91%) налази у Србији, док се $1,097 \text{ km}^2$ (7,09%) простире у Бугарској (део реке Нишаве, највеће десне притоке Јужне Мораве). Јужна Морава је некада представљала дужу притоку Велике Мораве, међутим, данас је скраћена за скоро 30 km, тако да је постала краћа од Западне Мораве. Ова краћа притока Велике Мораве, тече у правцу од југа ка северу и то кроз веома комплексно подручје састављено од бројних клисура и депресија. Просечна вредност протока воде у кориту изност $121 \text{ m}^3/\text{s}$. Од укупно 157 притока, најзначајније леве притоке су: Јабланица, Ветерница, Топлица и Пуста Река а десне: Власина, Цепска река, Сокобањаска Моравица и Нишава.

Река Нишава је најдужа и најзначајнија притока Јужне Мораве, чији слив обухвата велики број река, као притока првог, другог и трећег реда. Најзначајнија лева притока Нишаве је река Јерма, а десна река Темшица са својим притокама првог (Височица) и другог реда (Дојкиначка и Јеловачка река). Дужива река је 218 km, а површина сливног подручја 3950 km², од којих је 1237 km² у Бугарској а 2713 km² у Србији. Просечна вредност протока воде у кориту износи 36 m³/s. Проласком кроз Србију, Нишава тече кроз систем долина (Пиротска, Белопаланачка, Нишка котлина) и клисура од којих је најзначајнија Сићевачка клисура.

3.1.4 Слив реке Дрине

Река Дрина је настаје спајањем река Таре и Пиве. Ова река, дуга 346 km, представља најдужу притоку реке Саве и самим тим припада Дунавском сливу. Сливно подручје Дрине обухвата површину од 19,570 km². Просечна вредност протока воде у кориту износи 125 m³/s на ушћу реке Ђехотине до 370 m³/s пре улива у Саву. Дрина протиче кроз бројне клисуре до свог ушћа у Саву и одликује се великим бројем притока од којих су најзначајније десне притоке: Ђехотина, Лим, Рзав, Рогачица, Трешњица и Јадар а леве Сутјеска, Бјелава, Бистрица, Жепа и Дрињача.

Најважнија притока Дрине је река Лим. Лим извире у Црној Гори, у близини границе са Албанијом. Река тече на простору Црне Горе, Албаније, Босне и Херцеговине и Србије, дужином од 220 km. Долина Лима је прожета је великим бројем клисура и депресија и представља посебно важан пољопривредни и индустријски регион. Површина укупног сливног подручја износи 5963 km². Најзначајније притоке Лима на територији Србије су реке Увац и Милешевка.

3.1.5 Реке Егејског слива

Река Пчиња извире у Србији, а највећим делом свог тока се налази у Републици Македонији где се као лева притока улива у реку Вардар и самим тим припада Егејском

сливу. Пчиња настаје од неколико мањих потока у близини планине Дукат у југоисточном делу Србије. Река у горњем току тече кроз тешко проходну клисуру, чије су стране под великим делом деградираном буковом шумом и пашњацима. После 45 km тока кроз Србију, река улази у Македонију. Непосредно пре напуштања територије Србије, Пчиња се пробија између планина Козјака и Старца, усецајући дубоку, тешко проходну клисуру. Површина сливног подручја износи 3140 km² од којих се 1247 km² налази у Србији а 1893 km² у Македонији. Просечна вредност протока воде у кориту износи 14 m³/s.

Река Драговиштица настаје спајањем Божичке и Љубатске реке у близини Босилеграда у југоисточном делу Србије на 787m надморске висине. Дужина тока ове реке износи 63 km, који је својим највећим делом у Србији (52m) а мањим у западном делу Бугарске, где се и улива у реку Струму. Површина речног слива износи 868 km², од чега је 688 km² у Србији. Просечан годишњи проток ове реке на српско-бугарској граници је 5,8 m³/s. Проток Драговиштице је некада био већи, јер је данас део воде из њеног слива преведен у Власинско језеро, односно слив Јужне Мораве.

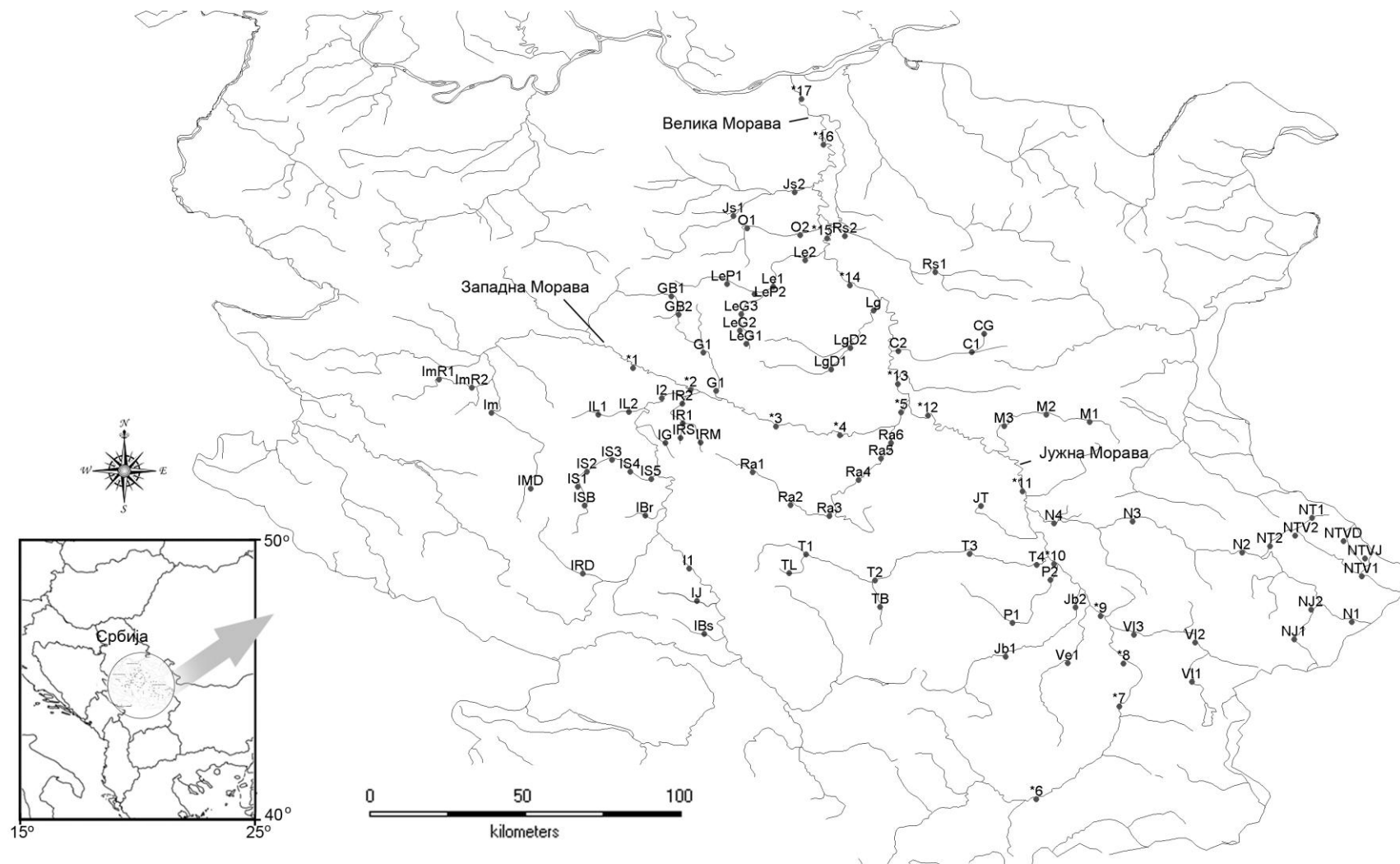
3.2 Методе прикупљања узорака, карактеристике и класификација локалитета

3.2.1 Методологија и период узорковања

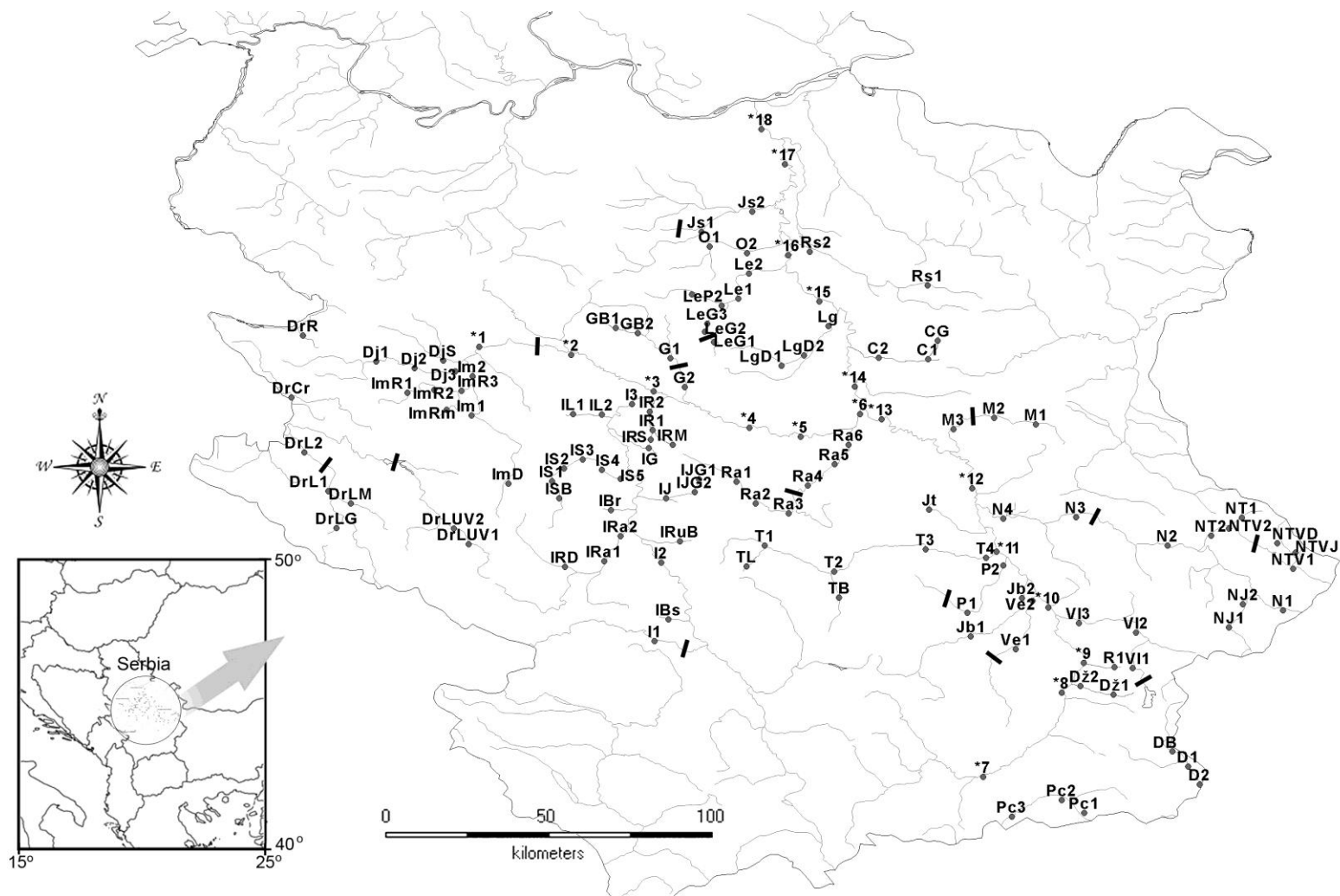
Узорковање ихтиофауне је спроведено у периоду од 2003. до 2011. године током исте сезоне (август – септембар). Локалитети су бирани са циљем да се обухвати што већи опсег разноврсности услова станишта. Такође, вођено је рачуна да локалитети буду распоређени на рекама различитог реда.

За потребе приказивања просторне дистрибуције ихтиоценоза, изабрано је 99 локалитета, распоређених дуж слива Велике Мораве (Слика 4.). Током периода истраживања, од укупно 99 локалитета, 66 је било узорковано једанпут, 28 два, 2 три а 3 четири пута. С обзиром на то да је приликом анализе података сваки узорак сматран посебним ентитетом, коначна матрица садржала је 140 узорка риба.

Приликом конципирања индекса за процену квалитета и еколошког статуса текућих вода Србије, подручје истраживања је проширено. Наиме, за формулацију индекса коришћени су подаци са 131-ог локалитета, распоређених дуж слива Велике Мораве (са подсливовима Јужне и Западне Мораве), Дрине, Пчиње и Драговиштице (Слика 5.). Дуж ова четири сливна подручја истражена је 61 река (Табела 2.). Од укупно 131-ог локалитета, 84 је узорковано једанпут током истраживаног периода, 41 два пута, 3 три пута и 3 четири пута, што укупно износи 187 узорак. Међутим, с обзиром да у 3 узорка није констатовано присуство риба, они нису узети у обзир за даљу статистичку анализу података, али су информације о параметрима квалитета воде са ових тачака доступне.



Слика 4. Мапа истраживаних локалитета на сливу Велике Мораве, коришћених за приказивање лонгитудиналне дистрибуције рибљих заједница. Ознаке локалитета са називима река дате су Табели 2



Слика 5. Мапа истраживаних локалитета на подручју Србије јужно од Дунава, коришћених за дефинисање индекса за процену еколошког статуса. Задебљане црте означавају најзначајније бране у оквиру истраживаног подручја. Ознаке локалитета са називима река дате су Табели 2

Табела 2. Опис истраживаних локалитета.

Ознака локалитета	Река	Река у коју се улива
*1,*2,*3,*4,*5,*6	Западна Морава	Велика Морава
*7,*8,*9,*10,*11,*12,*13	Јужна Морава	Велика Морава
*14,*15,*16,*17,*18	Велика Морава	Дунав
Слив Велике Мораве		
C1, C2	Црница	Велика Морава
CG	Грза	Црница
Rs1, Rs2	Ресава	Велика Морава
Lg	Лугомир	Велика Морава
LgD1, LgD2	Дуленка	Лугомир
Le1, Le2	Лепеница	Велика Морава
LeG1, LeG2, LeG3	Грошница	Лепеница
LeP1, LeP2	Петровачка река	Лепеница
O1, O2	Осаоница	Велика Морава
Js1, Js2	Јасеница	Велика Морава
Слив Западне Мораве		
G1, G2	Гружа	Западна Морава
GB1, GB2	Борачка река	Гружа
Ra1, Ra2, Ra3, Ra4, Ra5, Ra6	Расина	Западна Морава

I1, I2, I3	Ибар	Западна Морава
IS1, IS2, IS3, IS4, IS5	Студеница	Ибар
ISB	Бревина	Студеница
IBr	Брвеница	Ибар
IЈ	Јошаничка река	Ибар
IR1, IR2	Рибница	Ибар
IRM	Мекашница	Рибница
IRS	Сокоља	Рибница
IRD	Дежевска река	Рашка
Im1, Im2	Ивањичка Моравица	Ибар
ImD	Дайћка река	Ивањичка Моравица
ImR1, ImR2, ImR2	Велики Рзав	Ивањичка Моравица
ImRm	Мали Рзав	Велики Рзав
Dj1, Dj2, Dj3	Ђетина	Западна Морава
DjS	Скрапеж	Западна Морава
IRa1, IRa2	Рашка	Ибар
IRuB	Барска река	Рудница
IЈG1, IЈG2	Гобелска река	Јошаничка река
IG	Гвождачка река	Ибар
IL1, IL2	Лопатница	Ибар

IBs	Бресничка река	Ибар
Слив Јужне Мораве		
M1, M2, M3	Сокобањска Моравица	Јужна Морава
N1, N2, N3, N4	Нишава	Јужна Морава
NJ1, NJ2	Јерма	Нишава
NT1, NT2	Темшица	Нишава
NTV1, NTV2	Височица	Темшица
NTVD	Дојкиначка река	Височица
NTVJ	Јеловачка река	Височица
VI1, VI2, VI3	Власина	Јужна Морава
Ve1 , Ve2	Ветерница	Јужна Морава
Jb1, Jb2	Јабланица	Јужна Морава
P1, P2	Пуста река	Јужна Морава
T1, T2, T3, T4	Топлица	Јужна Морава
TL	Луковска река	Топлица
TB	Бањска река	Топлица
JT	Јастебачка река	Јужна Морава
Слив Дрине		
DrCr	Црни Рзав	Дрина
DrR	Рача	Дрина

DrL1, DrL2	Лим	Дрина
DrLG	Грачаница	Лим
DrLM	Милешевка	Лим
DrLUV1, DrLUV2	Вапа	Увац

Егејски слив

Pc1, Pc2, Pc3	Пчиња	Вардар
D1, D2	Драговиштица	Струма
DB	Божифка река	Драговиштица

Узорковање ихтиофауне спроведено је методом електрориболова. Сваки узорак је сакупљен на исти начин и то: 1) једним потезом електрориболова на бази два типа јединице напора (CPUE, енг. **C**atch **P**er **U**nit **E**ffort) (дуж 50m обале на мањим рекама, ходањем у узводном правцу, и 200m дуж обале велих река узводно помоћу чамца); 2) током исте сезоне, у периоду август – септембар; 3) уз поштовање Беклемишевог правила (енг. Beklemishev's rule). Према овом правилу, довољна дужина сектора реке за репрезентативан узорак је она када се са даљим повећањем дужине сектора који се изловљава не повећава број врста риба (Backiel & Penczak, 1989). Помоћу Беклемишевог правила, одређена је минимална дужина обале за узорковање, која омогућава детекцију највећег броја врста које се ту налазе. Метода електрориболова је извршена уз помоћ трочлане екипе коришћењем електроагрегата “Aquatech” IG 1300 (2.6 kW, 80–470 V).

Абунданца популације је представљена преко биомасе риба. Сматра се да се значај одређене популације у екосистему на најбољи начин може приказати преко процене њене енергетске вредности. С обзиром на то да потенцијална енергија неког екосистема није равномерно дистрибуирана међу врстама (Odum, 1980), а биомаса је знатно ближа енергији, укупна биомаса одређене рибље врсте се сматра много поузданијим показатељем од броја индивидуа (Kruk et al., 2007; Penczak, 2011a; Penczak et al., 2012).

Један део теренских истраживања у оквиру ове студије је спроведен у оквиру Програма за управљање рибљим подручјима (Simić & Simić, 2006a; b; c; 2008).

3.2.2 Типологизација водотокова

Систем за типологизацију површинских вода у Србији састоји се од 30 типова станишта. Оваква подела је занована на посматрању неколико параметара и то:

1. Надморска висина (четири категорије):
 - равничарске реке (до 200 m надморске висине),
 - брдско-планинске реке (200-500 m надморске висине),
 - планинске реке (500-800 m надморске висине) и
 - високопланинске реке (изнад 800 m надморске висине);
2. Површина речног слива (пет категорија):
 - потоци,
 - мале,
 - средње,
 - велике и
 - веома велике реке;
3. Геолошка подлога (три категорије):
 - силицијум,
 - карбонати и
 - органска подлога;
4. Типови доминантних супстрата (три категорије):
 - груб,
 - средњи и
 - фин седимент.

На основу свих наведених параметара, а како би се типологизација поједноставила, текуће воде у Србији су подељене на 6 различитих типова водотокова (Рауновић et al., 2011):

- 1. равничарске, велике реке са доминацијом финог супстрата,**
- 2. велике реке са доминацијом средње финог супстрата,**
- 3. мале до средње реке, до 500 метара надморске висине са доминацијом грубог супстрата,**

4. мале до средње реке, преко 500 метара надморске висине са доминацијом грубог супстрата,
5. равничарске реке које не припадају водотоковима типа 1, и
6. канали

3.3 Методе мерења и одређивања срединских параметара (хидролошке, физичке и хемијске карактеристике)

Упоредо са сакупљањем узорака риба, мерено је неколико хидроморфолошких, физичких и хемијских параметара. Од параметара који описују карактеристике речног корита и водотока бележени су подаци о:

- надморској висини, помоћу GPS-а (GARMIN's eTrex[®] Legend),
- ширини речног корита, помоћу ласерског даљинометра,
- просечној дубини воде, на основу средњих вредности узастопних мерења дубине на левој и десној обали и у делу са најјачом струјом воде.

Од физичких карактеристика воде, директно на терену су мерени су следећи параметри:

- температура воде (t)
- електропроводљивост (EC)

Оба параметра су мерена коришћењем сонде апарата Photometer-System PC MultiDirect (Lovibond[®]) из комплета теренске лабораторије.

Анализа хемијских параметара делом је извршена директно на терену а делом у лабораторијским условима. Испитивани су следећи хемијски параметри:

- концентрација кисеоника (DO-mg/l) је одређена помоћу уређаја WTW multi 340i probe (WTW GmbH, Weilheim), директним мерењем на терену,
- Концентрације нитрата (NO₃-N), ортофосфата (PO₄-P) и амонијака (NH₄-N) су мерене спектрофотометријским методама коришћењем спектрофотометра Shimadzu UV-Vis у лабораторији.

Квалитет станишта представљен је помоћу три параметра нарушења: Хидролошко нарушење (НА), каналисање водотока (СА) и искоришћеност земљишта (LU). На исти

начин као што је урађено у студији Angermeier & Davideanu (2004), сваки локалитет је сврстан у једну од три категорије квалитета станишта за сваки од ова три процењена параметра. Хидролошко нарушење је процењено на основу броја брана узводно од испитиваног локалитета, као и њихове удаљености од локалитета (Слика 5.). Локалитетима су додељивани бодови 1, 2 или 3 уколико је детектовано слабо, осредње или озбиљно хидролошко нарушење, редом. Квантификација степена каналисаности водотока и искоришћености земљишта преузета је од Рауповић et al. (2011). Наиме, локалитетима су додељивани бодови 1, 2 или 3 уколико је детектовано слабо, осредње или потпуно каналисање, редом. Када је реч о степену искоришћености земљишта, локалитетима су додељивани бодови 1, 2 или 3 у зависности од процента уклоњене природне вегетације у корист урбаних, индустријских и пољопривредних области. Уколико антропогене активности нису детектоване, локалитету је додељен 1 бод, док је локалитетима са <70% или >70% уклоњене вегетације, придружено 2 или 3 бода, редом.

3.4 Одабир метричких особина

Свака рибља врста је категоризована у односу на 11 метричких особина, коришћених у овој студији, које се углавном заснивају на толеранцији, преферираном типу станишта, трофичким и репродуктивним групама. Сврставање риба у еколошке групе извршено је у складу са поделом преузетом из EFI-а (Fame Consortium 2004), као и на основу спроведеног истраживања (Табела 3.).

Порекло. Према пореклу, врсте могу бити аутохтоне и алохтоне. У овој студији посматран је број алохтоних врста (#AS) јер се сматра да у Србији постоји знатан број инвазивних врста риба које испољавају негативне ефекте на аутохтоне популације (Lenhardt et al., 2011).

Тип исхране. Од особина које се тичу трофичке структуре заједнице, процењиване су следеће: процентуална заступљеност омниворних, инсективорних и карниворних индивидуа (%OMN, %INS, %CAR), како би се направила јасна разлика између врста специјализованих за одређени тип хране и оних са широким спектром.

Репродуктивна стратегија. Процењивана је релативна абунданца литофила (%LIT) и релативна абунданца фитофила (%PHY). Такође узет је у обзир и проценат врста са више старосних група (%SMAG) јер се сматра да се на тај начин може истовремено проценити и погодност станишта за репродукцију као и степен репродуктивног успеха.

Захтеви према типу станишта. Коришћене су две особине и то: релативна абунданца реофила %RHE (специјалисти по типу станишта) и релативна абунданца еуритопа %EUR (генералисти по типу станишта).

Толеранција. Врсте могу бити окарактерисане као толерантне (#TOL) или нетолерантне (%INT) на деградацију квалитета воде и станишта.

Табела 3. Сврставање рибљих врста у еколошке групе према пореклу, типу исхране, репродуктивној стратегији, захтевима према типу станишта и толеранцији.

Врста	Порекло	Тип исхране	Репродуктивна стратегија	Тип станишта	Толеранција
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Аутохтона	Инсективор	Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Alburnus alburnus</i>	Аутохтона	Омнивор		Еуритоп	Толерантна
<i>Barbatula barbatula</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Barbus balcanicus</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Barbus barbus</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Carassius gibelio</i>	Алохтона	Омнивор	Фитофил	Еуритоп	Толерантна
<i>Chondrostoma nasus</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Cobitis elongata</i>	Аутохтона				
<i>Cobitis taenia</i>	Аутохтона		Фитофил		
<i>Cottus gobio</i>	Аутохтона	Инсективор	Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Cyprinus carpio</i>	Аутохтона	Омнивор	Фитофил	Еуритоп	Толерантна
<i>Esox lucius</i>	Аутохтона	Карнивор	Фитофил	Еуритоп	
<i>Gobio gobio</i>	Аутохтона			Реофил	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Алохтона	Инсективор			Толерантна
<i>Leuciscus aspius</i>	Аутохтона	Карнивор	Литофил	Реофил	
<i>Leuciscus idus</i>	Аутохтона	Омнивор		Реофил	Осетљива
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Аутохтона	Омнивор	Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Алохтона		Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Perca fluviatilis</i>	Аутохтона	Омнивор		Еуритоп	Толерантна

<i>Phoxinus phoxinus</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Pseudorasbora parva</i>	Алохтона	Омнивор			Толерантна
<i>Romanogobio kesslerii</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Rhodeus sericeus</i>	Аутохтона	Омнивор			Осетљива
<i>Rutilus pigus</i>	Аутохтона			Реофил	
<i>Rutilus rutilus</i>	Аутохтона	Омнивор		Еуритоф	Толерантна
<i>Salmo trutta</i>	Аутохтона	Инсективор	Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Salmo macedonicus</i>	Аутохтона	Инсективор	Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Аутохтона	Омнивор	Фитофил		Осетљива
<i>Squalius cephalus</i>	Аутохтона	Омнивор	Литофил	Реофил	
<i>Silurus glanis</i>	Аутохтона	Карнивор	Фитофил	Еуритоф	
<i>Thymallus thymallus</i>	Аутохтона	Инсективор	Литофил	Реофил	Осетљива
<i>Vimba vimba</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	
<i>Zingel zingel</i>	Аутохтона		Литофил	Реофил	Осетљива

3.5 Елементи структуре заједнице риба

Са циљем дефинисања индикаторских врста за издвојене типове станишта а касније и класе квалитета воде, процењено је неколико елемената структуре рибље заједнице. За сваку врсту израчуната је њена доминантност и константност по методи (Tischler, 1951).

Доминантност неке врсте у одређеној групи процењена је на основу петостепене скале:

1. Доминантност $> 10\%$ - Еудоминантне врсте
2. Доминантност од 5 до 10% - Доминантне врсте
3. Доминантност од 2 до 5% - Субдоминантне врсте
4. Доминантност од 1 до 2% - Рецедентне врсте
5. Доминантност $< 1\%$ - Субрецедентне врсте

Константност врста у одређеној групи процењена је на основу четворостепене скале:

1. Фреквентност 75 – 100% - Константне врсте
2. Фреквентност 50 – 75% - Субконстантне врсте
3. Фреквентност 25 – 75% - Акцесорне врсте
4. Фреквентност 0 – 25% - Акциденталне врсте

Само врсте које су процењене као доминантне и чија је константност већа од 50% се сматрају репрезентативним за дату групу локалитета. За све доминантне и константне врсте израчунат је број узрасних класа које се налазе у више од 50% . Старост риба је процењена на основу дистрибуције дужинских фреквенци јединки у узорку (Cassie, 1954).

3.6 Анализа података

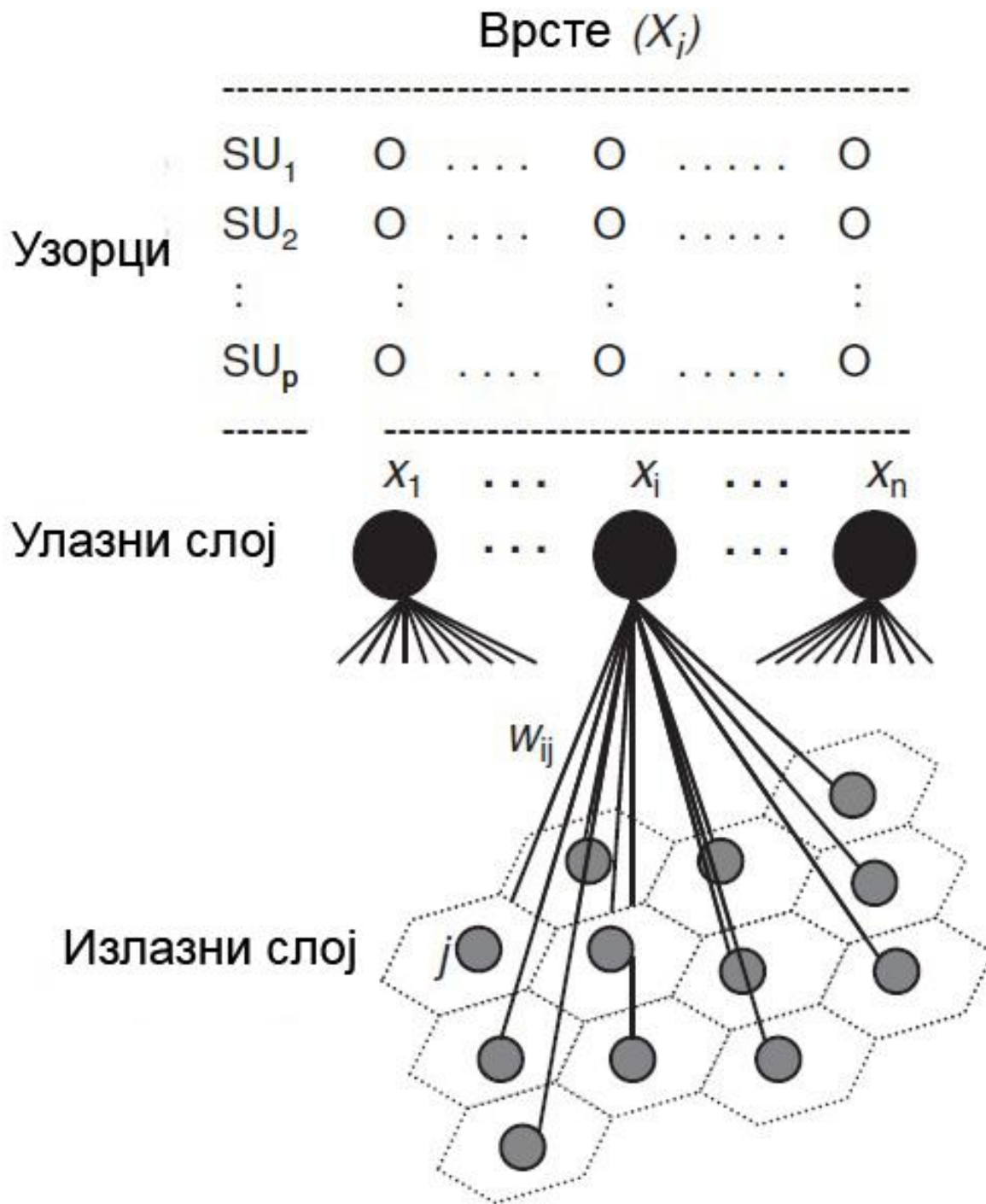
3.6.1 Самоорганизујуће мапе

Током последњих неколико деценија, велики број истраживача примењује различите мултиваријантне приступе са циљем визуализације просторне дистрибуције риба као и структуре заједнице (Matthews, 1998; Jackson et al., 2001; Olden & Jackson, 2002). Научници који се баве испитивањем лонгитудиналне зоналности у лотичким системима, углавном користе градијентне анализе као што су: Анализа главних компоненти (РСА), Канонијска кореспондентна анализа (ССА) (Palmer, 1993; Penczak et al., 2002; Penczak et al., 2000) и кластер анализа (енг. Cluster analysis) (Penczak et al., 2000), са циљем приказивања варијабилности у вредностима еколошких параметара дуж градијента. Све наведене анализе, имају извесна ограничења условљена нелинеарном природом еколошких података и присуством екстремних вредности у базама података које се тичу биолошких заједница (Chon et al., 2000). Такође, имајући у виду да улазне матрице, које садрже податке о присутности врста, обично садрже доста нула (када врста није присутна), интерпретација података помоћу наведених мултиваријантних метода може бити непоуздана (Milošević et al., 2013). У новије време, са циљем превазилажења проблема везаних за комплексност еколошких података, Chon et al. (1996), Olden & Jackson (2002), и Lek et al. (2005) препоручују примену методе Вештачких неуро мрежа (ANN, енг. Artificial Neural Networks). За разлику од осталих, до сада примењиваних конвенционалних метода, Вештачке неуронске мреже се чине најпогоднијим за примену над комплексним и нелинеарним еколошким подацима, а такође и за превазилажење проблема везаних за екстремне вредности. Међу различитим техникама у оквиру ANN, Кохонеове самоорганизујуће мапе (СОМ, енг. Self Organizing Maps; (Kohonen, 1982; 2001) се сматрају најефикаснијим у одређивању карактеристика акватичних еколошких заједница. Резултати великог броја досадашњих студија показују да се ова метода са великим успехом може користити за визуализацију просторне дистрибуције биолошких заједница (Park et al., 2005a; Park et al., 2006; Penczak et al., 2005; Kruk et al., 2007), за истицање значаја одређених срединских фактора у структурирању и организацији заједница (Kruk et al., 2007; Park et al., 2005a; Park et al., 2006; Joy & Death, 2005), и као предикативни модели за потребе различитих метода биопроцене (Joy & Death, 2005; Scardi et al., 2005).

Са циљем приказивања просторне дистрибуције риба и добијања увида у комплексност испитиваних података о рибљим заједницама, у овој студији коришћене су Кохонеове самоорганизујуће мапе (СОМ) Kohonen (1982; 2001). Како се ова техника сматра посебно погодном за примену над великим скуповима података (Kruk et al., 2007; Chon, 2011; Penczak, 2011a; Penczak et al., 2012), избор методе је у потпуности оправдан, с обизом на то да је количина података у овој студији изузетно обимна.

СОМ метода представља ординациону технику за веома поуздано моделовање и визуализацију (пресликавање) линеарних и нелинеарних веза, у високо димензионалном сету података, у виду нискодимензионалног простора (неуромреже). Структура СОМ-а се састоји из два слоја: улазни и Кохонеов, или излазни слој (енг. *layer*) (Слика 6.), при чему је сваки састављен из процесуирајућих јединица – неурона.

Наиме, улазни слој се састоји из неурона чији број зависи од броја улазних променљивих које се користе у анализи. Увођење података у анализу се врши помоћу улазне матрице. Првобитна улазна матрица за приказивање просторне дистрибуције риба садржала је 41 врсту. Међутим, од тог броја врста чак 12 врста се јављало у само једном узорку и то са 1-2 јединке, па су оне сматране ретким и због тога изузете из даље анализе. Тако да се коначна улазна матрица састоји од 29 врста риба (колоне) и 140 узорака (редови). Подаци о релативној биомаси су \log -трансформисани ($\log(x+1)$), затим нормализовани и скалирани од 0 до 1. Када су подаци о заједници унети у СОМ преко улазне матрице, почиње процес тренирања мреже. Тренирање, односно учење мреже се огледа у секвенционалном укључивању улазних вектора (у овом случају врста) у СОМ мрежу. Чим се улазни вектор (x) пропусти кроз мрежу, он се пресликава у одређени неурон излазне мреже рачунањем сличности између тежинског вектора w и улазног вектора x . Излазни неурон који се одликује максималном сличношћу тежинског вектора и улазног вектора и назива се победнички неурон (енг. *best matching unit* – ВМУ). Сваки излазни неурон носи одређени модел испитиваних података. Излазни неурони су, у виду хексагоналне решетке, приказани на дводимензионалној мапи, зарад јасне визуализације, која уједно представља излазни слој (енг. *output layer*).



Слика 6. Структура самоорганизујуће мапе (СОМ). Тачке представљају променљиве неуроне улазног слоја. Линије представљају тежинске векторе, који се пресликавају у излазни слој неурона - преузето из Чоп (2011).

Након извршеног процеса тренирања мреже, сви локалитети су додељени одговарајућим неуронима. Локалитети слични по структури заједнице риба су смештени у истом излазном неурону или пак у њему суседним неуронима. Локалитети се значајно разликују у погледу ихтиофауне, ако се налазе у што удаљенијим неуронима на мрежи (Chon et al., 1996; Park et al., 2003; Park et al., 2006; Kruk, 2007a; Kruk et al., 2007; Penczak et al., 2012). Модели из свих неурона излазног слоја представљају реалну варијабилност података из улазне матрице. Групе сличних локалитета дефинисане су помоћу „*k-means*” кластер методе на претходно тренираној СОМ мапи (Jain & Dubes, 1988). У вези са тим, суседни неурони се значајно разликују једино уколико припадају различитим групама (Penczak et al., 2006).

Приликом спровођења ове анализе, веома је важно правилно дефинисати број излазних неурона односно величину мреже, како би тражени резултати били представљени на најпоузданији начин. Наиме, уколико је број излазних неурона премали, може доћи до губитка драгоцених информација о варијабилности података из улазне матрице. Са друге стране, ако је мрежа сувише велика, значајан број неурона бива непопуњен, па је разлика у моделима података тешко уочљива. У вези са тим, постоје два најчешће коришћена правила за одређивање оптималног броја неурона у излазној мрежи (Park et al., 2003; Vesanto et al., 2000). Према Vesanto-вом хеуристичком правилу (Vesanto et al., 2000), број излазних неурона треба да буде близак $5\sqrt{n}$, где је n број тренираних узорака. Насупрот томе, Park et al. (2003) препоручују рачунање минимума квантизационе (QE) и топологизационе грешке (TE). На примеру испитиваних података, квантизациона грешка (QE) износи 0.775 а топологизациона грешка (TE) 0.007. Коначан избор величине мреже потпомогнут је обема правилима али је упркос томе изабрана мања резолуција мреже од препоручене (6×5), услед присуства великог броја празних неурона. Упркос наведеним правилима, ипак се сматра да не постоји теоретски принцип приликом одређивања оптималне величине мреже (Céréghino & Park, 2009).

СОМ анализа пружа могућност визуализације значајности врста у добијеним излазним моделима у виду посебних графикана – компонентних графикана (енг. *component planes*). Различите нијансе сиве боје унутар неурона указују на присуство и вредност у биомаси сваке врсте, с тим што је најтамнија нијанса сиве поистовећена са максималном вредношћу биомасе дате врсте (Penczak, 2011a).

СOM анализа је у овој студији коришћена и за класификацију типова речних станишта приликом конципирања индекса за процену квалитета и еколошког статуса текућих вода. У овом случају, база података за улазну матрицу састављена је од 36 променљивих (колоне) и 184 узорака (редови). У колонама су дати подаци о вредностима биомасе за 32 врсте риба и 4 срединска параметра који описују карактеристике станишта (надморска висина, температура воде, дубина и ширина корита реке). У овом случају, када је улазна матрица комбинована (састављена од два типа података), мора се имати у виду да и срединске варијабле у подједнакој мери утичу на коначну класификацију (Andrzej Kruk, лична комуникација). Изабрана резолуција СOM мреже за ову анализу је 8×7 .

У следећем кораку ове анализе, изабране метричке особине и средински параметри који су последица нарушења и оптерећења станишта, пасивно су уведени у претходно тренирану мрежу, што не утиче на ординационе и класификационе процесе, засноване на активним променљивим (Park et al., 2003; Milošević et al. 2013). Метричке особине и средински параметри су додељени СOM мрежи, рачунањем средње вредности за сваку променљиву за сваки излазни неурон, што је окупирано бар једним улазним вектором (Park et al., 2003). Визуализација дистрибуције ових параметара, такође је приказана помоћу компонентних графикана.

Коначно, средње вредности срединских параметара, који су последица нарушења и оптерећења станишта, процењене за сваки тип станишта, искоришћене су као улазна матрица у k-means кластер анализи, како би се дефинисани типови текућица класификовали у зависности од степена антропогеног утицаја.

СOM анализа је урађена у програму Matlab ver. 6.1.0.450 algorithm interface (<http://www.cis.hut.fi/projects/som-toolbox>), а k-means кластер анализа у софтверу STATISTICA version 8.

3.6.2 Мултиваријантни и униваријантни тестови

Како СОМ анализа не пружа никакве квантитативне информације о значају врста које доприносе подели СОМ мреже на кластере (Park et al., 2005b), спроведена је Анализа Индикаторских Вредности врста (IndVal, енг. **I**ndicator **V**alues; Dufrière & Legendre, 1997). Park et al. (2005a) предлажу коришћење ове методе за квантификацију значаја сваке променљиве у издвајању група на мапи СОМ-а. У вези са тим, велики број истраживача примењује ову методу на податке о риблијој заједници како би се на најбољи начин инретпретирани еколошки подаци (Lasne et al., 2007; Penczak, 2009; Penczak, 2011a; Penczak, 2011b; Penczak et al., 2009; Penczak et al., 2012). Такође, претпоставља се да индикаторска врста не мора бити доминантна у одређеној групи, већ значајно абундантнија у односу на друге групе (Penczak, 2009). Према Dufrière & Legendre (1997), максимална вредност IndVal (100%) се јавља када су све индивидуе неке врсте детектоване на сваком локалитету одређене групе. Индикаторске врсте се сматрају значајним уколико је IndVal вредност > 25 , што значи да се оне јављају на најмање 50% локалитета у оквиру једне, посматране групе, и да та група садржи најмање 50% укупне абунданце дате врсте (Dufrière & Legendre, 1997). Међутим, уколико врста има IndVal вредност мању од 25%, а статистички је значајна ($p < 0,05$), такође се интерпретира као важна за посматрану групу, али само за поједине неуроне, па се услед ниске релативне фреквенце не може сматрати репрезентативном, већ само важном за дату групу.

Индикаторске вредности врста су прорачунате за сваку врсту за сваку групу локалитета, на основу нетрансформисане матрице са подацима о бројности риба. Коришћен је Monte Carlo тест са 1000 пермутација за утврђивање репрезентативних индикаторских врста. IndVal метода је спроведена коришћењем програмског пакета PC-ORD 4.0 (McCune & Mefford, 1999).

Са циљем утврђивања релевантности *a priori* класификације, поређена је класификациона снага (CS, енг. **C**lassification **S**trength) груписања локалитета на основу срединских параметара (*a priori*) са поделом добијеном на основу биотичке компоненте (*a posteriori*). Метода мерења класификационе снаге представља алтернативни начин за одређивање корисности неког модела класификације, заснованог на срединским променљивим, у процени степена варијабилности унутар биолошке заједнице (Hawkins & Norris, 2000; Van Sickle, 1997). Класификациона снага је израчуната за обе, и *a priori*

дефинисане групе и *a posteriori* одређене кластере, добијене на основу COM анализе. Класификациона снага је одређена коришћењем приступа „средње сличности“ (Van Sickle & Hughes, 2000), при чему се рачуна разлика између средње вредности свих унутаргрупних сличности (W) и средње међугрупне сличности (B) ($CS=W-B$). Дендрограм средње сличности базиран је на Sorensen-овом коефицијенту сличности, чије се вредности налазе у опсегу између 0 (потпуна различитост) и 1 (идентичне заједнице). Ово би прецизније значило да уколико је $CS=0$, тада је $W=B$ и нема сличности између група, а уколико је $CS=1$, разлике међу групама не постоје ($W=1$ и $B=1$). CS анализа је спроведена коришћењем „Multiresponse Permutation Procedure“ (MRPP) анализе у оквиру PC-ORD 4.0 софтвера (McCune & Mefford, 1999) и MRPP екстензије (MRPPCONV.exe) која је доступна у најновијој верзији MEANSIM 6 програмског пакета (Van Sickle & Hughes, 2000).

Коначно, како би се потврдила ефикасност COM методе у класификацији рибљих заједница, средње вредности мерених срединских параметара су израчунате за сваки излазни неурон. Непараметарска ANOVA, Kruskal-Wallis-ов тест је коришћен са циљем испитивања разлика у средњим вредностима срединских параметара између група. Помоћу Mann-Whitney-евог теста извршена су поређења између сваке две групе понаособ. Величина ефекта (енг. effect size) срединских параметара на структуру заједнице процењена је ета квадратом (η^2), чија се вредност креће у опсегу од 0 до 1. У зависности од вредности ета квадрата, средински параметар може имати слаб ($\eta^2=0,01$), средњи ($\eta^2=0,06$) или јак ($\eta^2=0,14$) утицај на структуру заједнице (Cohen, 1988). Такође, Kruskal-Wallis-ов тест и Mann-Whitney-ев пост хок тест коришћени су за испитивање статистички значајних разлика у средњим вредностима метричких особина, као и параметара квалитета воде, између претходно дефинисаних група, класа еколошког квалитета, приликом концепције индекса. Само оне метричке особине које показују очекивани одговор на стрес и чије се вредности статистички значајно разликују између дефинисаних група, узете су у обзир за даљу анализу.

Све анализе засноване на ANOVA тесту спроведене су у програмском пакету SPSS version 15.0 (SPSS Inc, Chicago, IL, USA).

3.7 Концепција f-BNBI индекса

Коначан f-BNBI индекс је формулисан на основу одабраних метричких особина, које показују правилност промене у зависности од степена деградације станишта, као и одабраних индикаторских врста. Узимајући у обзир компонентне графиконе дистрибуције рибљих врста, као и њихову константност и доминантност, индикаторке врсте су изабране за сваки дефинисани ниво деградације станишта, одређен на основу вредности изабраних абиотичких параметара, и додељене одговарајућој класи квалитета. Такође, за сваку класу квалитета, дефинисан је и опсег варирања вредности изабраних метричких особина. Опсег варијабилности унутар одређене класе је израчунат тако што је интервал између медијана суседних група подељен пропорционално квартилном распону одговарајућих група. Горња (U_i) и доња (L_i) граница за одређену класу квалитета израчуната је применом следећих формула:

$$U_i = Med_i + \frac{Med_{i+1} - Med_i}{\frac{(Q_{3,i} - Med_i) + (Med_{i+1} - Q_{1,i+1})}{Q_{3,i} - Med_i}} \text{ или максимална вредност последње групе,}$$

$$L_i = Med_i - \frac{Med_i - Med_{i-1}}{\frac{(Q_{3,i-1} - Med_{i-1}) + (Med_i - Q_{1,i})}{Med_i - Q_{1,i}}} \text{ или минимална вредност прве групе,}$$

где је Med_i медијана i -те групе, а $Q_{1,i}$ и $Q_{3,i}$ вредности првог и трећег квртила i -те групе.

У зависности од вредности метричких особина и врста индикатора пронађених на одређеном локалитету, сваком испитиваном параметру се додељује адекватан број бодова (5 бодова рефлектује високи еколошки квалитет, 4-добар, 3-умерен, 2-лош квалитет). Локалитету се додељује 1 бод уколико ниједна јединка риба није детектована, указујући на веома лош еколошки статус. Коначна вредност индекса се рачуна сумирањем бодова добијених на основу вредности метричких особина и индикаторских врста, након чега се сума бодова дели са бројем параметара коришћених у анализи према следећој формули:

$$f - BNBI = \frac{\sum_{i=1}^N B_i}{N},$$

где је B_i број бодова додељен сваком појединачном параметру, а N укупан број параметара коришћених у анализи.

Класе f -BNBI-а рангиране су од 1 до 5. Одређеној класи еколошког квалитета додељен је одговарајући број f -BNBI бодова, од веома лошег (рибе нису присутне) до одличног квалитета. Граничне вредности f -BNBI класа преузете су од Simić & Simić (1999) како би се могућило поређење резултата и усаглашеност са претходно дефинисаним BNBI.

4. Резултати

4.1 Квалитативни састав ихтиоценозе истраживаног подручја

Током периода истраживања, укупно је сакупљено 187 узорака са 131 локалитета, од којих је 117 било распоређено дуж слива Велике Мораве, док је 8 припадало сливу Дрине а 6 Егејском сливу. Изловљено је укупно 19.220 јединки риба представљених са 13 фамилија, 33 рода и 43 врсте (Табела 4.). Највећа разноврсност забележена је у оквиру фамилије Cyprinidae (24 врсте), затим следи фамилија Percidae са 4 и фамилије Salmonidae и Cobitidae са по 3 врсте, док је у оквиру осталих фамилија констатована само по једна врста.

Табела 4. Списак констатованих врста риба у текућницама испитиваног подручја

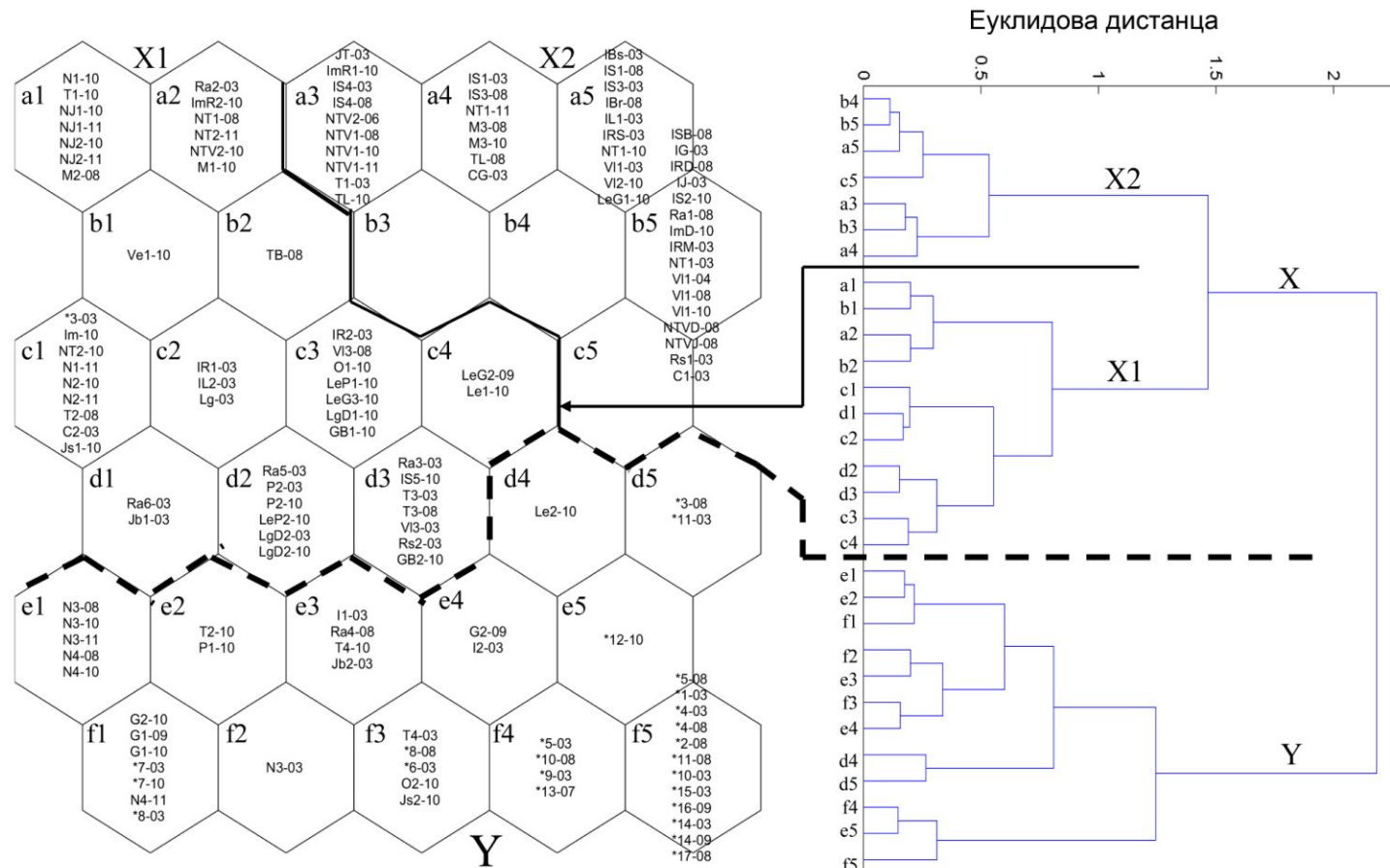
Врста	Врста
Фамилија Salmonidae	<i>Rutilus pigus</i>
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Rutilus rutilus</i>
<i>Salmo trutta</i>	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
<i>Salmo macedonicus</i>	<i>Squalius cephalus</i>
Фамилија Thymalidae	<i>Vimba vimba</i>
<i>Thymallus thymallus</i>	Фамилија Cobitidae
Фамилија Esocidae	<i>Cobitis elongata</i>
<i>Esox lucius</i>	<i>Cobitis taenia</i>
Фамилија Cyprinidae	<i>Sabanejewia aurata</i>
<i>Abramis brama</i>	Фамилија Baltoridae
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Barbatula barbatula</i>

<i>Alburnus alburnus</i>	Фамилија Siluridae
<i>Barbus balcanicus</i>	<i>Silurus glanis</i>
<i>Barbus barbus</i>	Фамилија Ictaluridae
<i>Blicca bjoerkna</i>	<i>Ameiurus nebulosus</i>
<i>Carassius gibelio</i>	Фамилија Gadidae
<i>Carassius carassius</i>	<i>Lota lota</i>
<i>Chondrostoma nasus</i>	Фамилија Percidae
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Perca fluviatilis</i>
<i>Gobio gobio</i>	<i>Sander lucioperca</i>
<i>Leuciscus aspius</i>	<i>Zingel streber</i>
<i>Leuciscus idus</i>	<i>Zingel zingel</i>
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Фамилија Centrarchidae
<i>Phoxinus phoxinus</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>
<i>Pseudorasbora parva</i>	Фамилија Gobidae
<i>Rhodeus sericeus</i>	<i>Neogobius fluviatilis</i>
<i>Romanogobio kesslerii</i>	Фамилија Cottidae
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	<i>Cottus gobio</i>

4.2 Просторна дистрибуција заједнице риба

Просторна динамика заједнице риба приказана је на примеру студије случаја на сливу реке Велике Мораве. Испитивано је 99 локалитета (140 узорака) (Слика 4., Табела 5.) на којима је констатовано укупно присуство 41 рибље врсте. Међутим, приликом статистичке обраде података, узете су у обзир само оне врсте које су забележене на најмање два локалитета, што је резултирало укупним бројем од 29 врста риба укључених у анализу. Сви испитивани узорци распоређени су у неуроне дводимензионалне мреже (6x5) према сличности у квалитативном и квантитативном саставу заједнице (Слика 7.). Овом ординационом техником издвојиле су се две главне групе узорака X (94 узорака) и Y (46 узорака), при чему је група X даље подељена на две подгрупе X1 (51 узорак) и X2 (43 узорака) (Слика 7.). Даља подела није узета у обзир како би се осигурао довољан број узорака по групама за статистичке анализе.

У групи Y издвојили су се узорци сакупљени са локалитета смештеним на главним токовима Велике (6), Јужне (11) и Западне Мораве (7), као и узорци са локалитета који припадају доњим токовима њихових највећих притока (Слика 4., 7). У поређењу са *a priori* класификацијом, базираној на срединским варијаблама, 63.04% узорака из ове групе припада типовима водотокова 1 и 2, док преосталих 36.96% припада типу 3. Подгрупа X1 садржи углавном узорке са локалитета на притокама како Велике, тако и Јужне и Западне Мораве. Узимајући у обзир *a priori* класификацију (Табела 5.), чак 80.39% узорака који чине ову подгрупу припада 2 типу водотокова. Коначно, подгрупа X2 представљена је, без изузетака, узорцима сакупљеним са локалитета на планинским потоцима (31) и горњим токовима мањих притока Велике, Јужне и Западне Мораве (12). Скоро сви узорци који су сврстани у ову подгрупу (90.69%) су *a priori* класификовани као 4 тип водотокова.



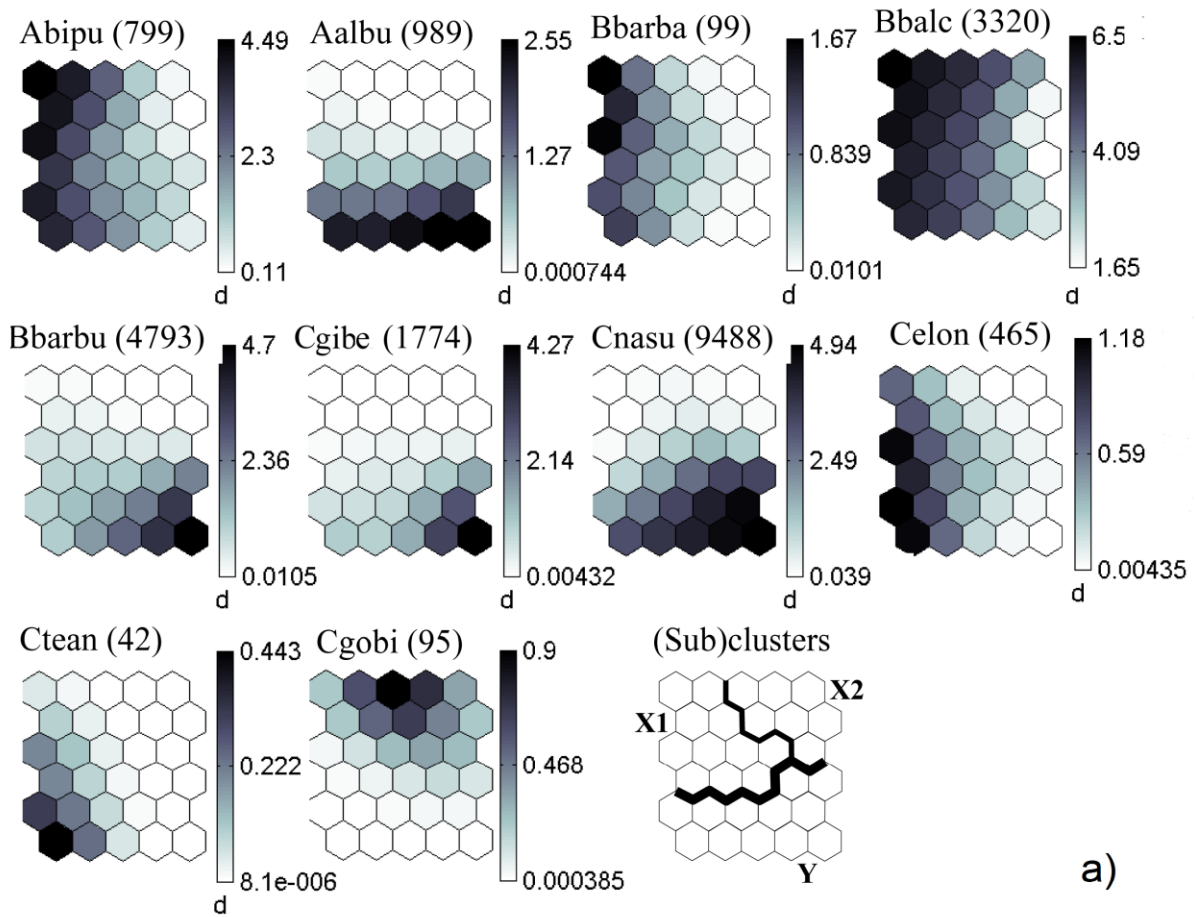
Слика 7. Дистрибуција 140 узорака са 99 локалитета на дводимензионалној СОМ мрежи. У продужетку шифре локалитета, наглашена је година узорковања. Узорци са локалитета који су узорковани више пута носе исту шифру али се разликују у ознаци која означава годину узорковања. Испрекидана и пуна линија дефинишу групе, утврђене хијерархијском кластер анализом коришћењем Еуклидове дистанце као мере сличности, означавајући виши и нижи хијерархијски ниво, редом.

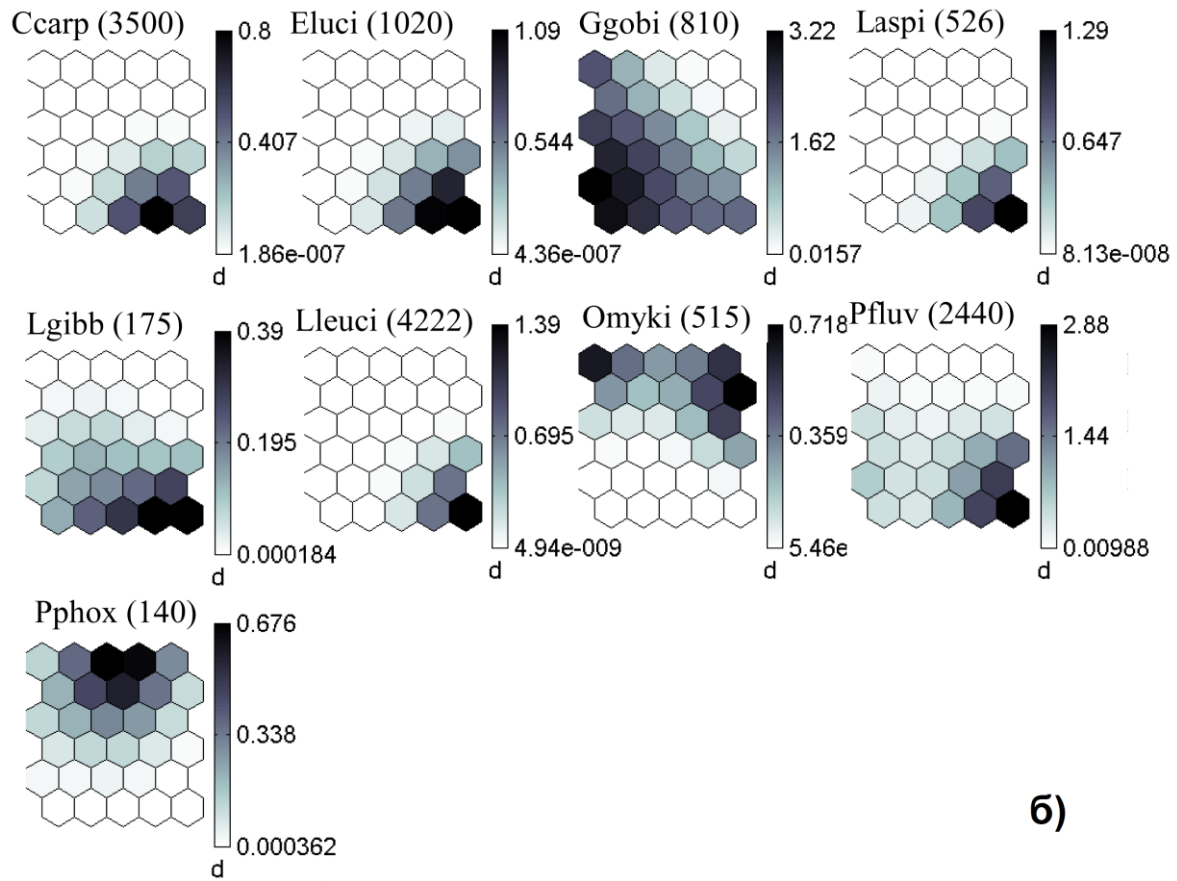
Табела 5. *A priori* класификација испитиваних локалитета на сливу Велике Мораве

Ознака локалитета	Тип водотока	Ознака локалитета	Тип водотока
Западна Морава		IRM	4
*1, *2, *3, *4, *5	2	IRS	4
Јужна Морава		IRD	4
*6, *7, *8, *9, *10, *11, *12	2	Im	4
Велика Морава		ImD	4
*13, *14	2	ImR1	4
*15, *16, *17	1	ImR2	3
Слив Велике Мораве		IG	4
C1, C2	3	IL1	4
CG	4	IL2	3
Rs1	4	IBs	4
Rs2	3	Слив Јужне Мораве	
Lg	3	M1, M2, M3	3
LgD1, LgD2	3	N1, N2, N3	3
Le1, Le2	3	N4	2
LeG1, LeG2, LeG3	3	NJ1	4
LeP1, LeP2	3	NJ2	3
O1, O2	3	NT1, NT2	4

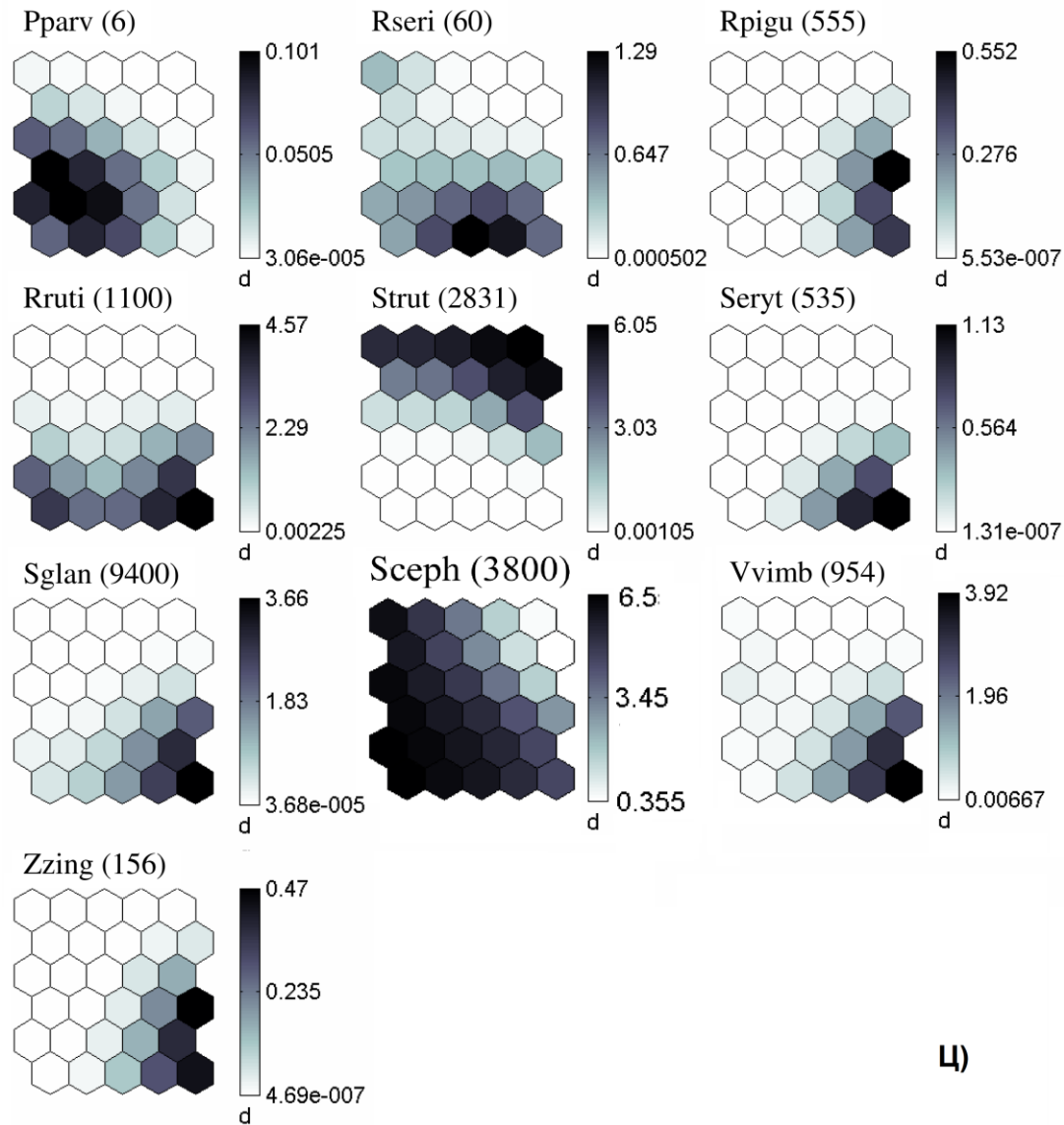
Js1, Js2	3	NT2	3
Слив Западне Мораве		NTV1, NTV2	4
G1, G2	3	NTVD (4)	4
GB1	4	NTVJ (4)	4
GB2	3	V11(4), V12(4),	4
Ra1	4	V13	3
Ra2, Ra3, Ra4, Ra5, Ra6	3	Ve	3
I1, I2	2	Jb1, Jb2	3
IS1, IS2, IS3, IS4	4	P1, P2	3
IS5	3	T1	4
ISB	4	T2, T3, T4	3
IBr	4	TL	4
IJ	4	TB	3
IR1, IR2	3	JT	4

COM анализа, такође, има могућност да прикаже и дистрибуциони образац сваке врсте понаособ на дводимензионалној мрежи. Оваква визуелизација дистрибуције врста по неуронима представљена је у виду компонентних графикона за сваку врсту, укључену у анализу, појединачно (Слика 8. а-ц). Такође, ови графикони дају значајне податке о биомаси сваке врсте, што је представљено различитим интензитетом сиве боје.





б)



Ц)

Слика 8. (а–ц) Дистрибуциони образац 29 врста на СОМ мрежи. Интензитет сиве боје указује на биомасу посматране врсте, изражену у грамама, у узорцима који припадају одређеном неурону. За сваку врсту је приказана и максимална вредност биомасе у загради. Са десне стране дистрибуционе мреже сваке врсте, вертикално је постављена скала која бројчано дефинише интензитет сиве боје. Имена врста су представљена скраћеницама које потичу од Латинског имена врсте. Скраћенице су добијене тако што је искоришћено прво слово имена рода и прва четити слова имена врсте, из разлога што програм не подржава више од 5-6 карактера при именовању варијабли. Пуна латинска имена врста налазе се у Табелиб.

На основу ових графикана се јасно види да узорци који су сврстани у групе Y и X2 показују највеће разлике у погледу квалитативног и квантитативног састава заједнице. Врсте уклија *Alburnus alburnus*, *L. aspius*, *B. barbus*, бабушка *Carassius gibelio*, *C. nasus*, *C. carpio*, *E. lucius*, сунчица *Lepomis gibbosus*, *L. leuciscus*, греч *Perca fluviatilis*, *R. rutilus*, *S. erythrophthalmus*, *S. glanis*, носара *Vimba vimba* и велики вретенар *Zingel zingel* присутне су искључиво у групи Y а одсутне у X2, док су врсте *C. gobio*, *O. mykiss*, *P. phoxinus* и *S. trutta* карактеристичне само за подгрупу X2 и ни у једном случају се не јављају у групи Y. Подгрупа X1 има интермедијални карактер и представљена је врстама које је јављају и у групама Y и X2 као што су двопругаста уклија *Alburnoides bipunctatus*, поточна мрена *Barbus balcanicus* и бркица *Barbatula barbatula*, али се својом вредношћу у биомаси истичу над претходно наведеним групама.

4.3 Индикаторске вредности врста

Упркос могућности да јасно визуализује дистрибуцију врста по групама, СОМ анализа нема могућност да квантификује индикаторске вредности врста које су допринеле подели ових група. Стога, коришћењем IndVal анализе омогућено је да се издвоје оне врсте које су са статистичком значајношћу одговорне за издвајање ових група. Резултати ове анализе су показали да број врста, са статистички значајном индикаторским вредношћу, варира између група (Табела 6.). Група Y окарактерисана је са 10 врста са високим и статистички значајним вредностима IndVal. Међутим, међу ових 10, четири врсте имају индикаторске вредности мање од 25% (8.9–23). Оне се такође могу сматрати еважним и значајним, али само за одређене неуроне (*E. lucius*, *S. erythrophthalmus*, *L. aspius*, *P. fluviatilis*).

Табела 6. Врсте које су издвојене као статистички значајне коришћењем IndVal анализе за групу Y и подгрупе X1 и X2. Врсте написане задебљалим словима представљају индикаторе сваке групе/подгрупе са IndVal вредношћу већом од 25%.

Y	IndVal	X1	IndVal	X2	IndVal
<i>Rutilus rutilus</i>	75.0 ***	<i>Barbus</i>	52.6 ***	<i>Salmo trutta</i>	86 ***
		<i>balcanicus</i>			
<i>Alburnus</i>	61.8 ***	<i>Alburnoides</i>	40.8 ***	<i>Cottus gobio</i>	12.0 *
<i>alburnus</i>		<i>bipunctatus</i>			
<i>Chondrostoma</i>	59.8 ***	<i>Barbatula</i>	34.4 ***	<i>Oncorhynchus</i>	10.0 *
<i>nasus</i>		<i>barbatula</i>		<i>mykiss</i>	
<i>Barbus barbatus</i>	50.0 ***	<i>Cobitis elongata</i>	21.3 **		
<i>Squalius</i>	45.0 **				
<i>cephalus</i>					
<i>Carassius gibelio</i>	39.6 ***				
<i>Vimba vimba</i>	38 ***				
<i>Gobio gobio</i>	36.0 ***				
<i>Silurus glanis</i>	36.0 ***				
<i>Rhodeus sericeus</i>	33.0 ***				
<i>Perca fluviatilis</i>	23.0 ***				
<i>Leuciscus aspius</i>	11.1 **				
<i>Scardinius</i>	9 *				
<i>erythrophthalmus</i>					

Esox lucius 8.9 *

Cobitis teania

Cyprinus carpio

Lepomis gibbosus

Leuciscus

leuciscus

Pseudorasbora

parva

Rutilus pigus

Zingel zingel

* Указује на ниво значајности: <0.05; ** Указује на ниво значајности: <0.01; *** Указује на ниво значајности: <0.001.

Три најзначајније врсте за подгрупу X1 су: *A. bipunctatus*, *B. barbatula* и *B. balcanicus* (IndVal>25). Такође, *Cobitis elongata* је сврстана у ову подгрупу али са IndVal вредношћу испод граничне (21.3), што је издваја као значајну али само за одређени неурон. Коначно, само једна врста, *S. trutta*, са изузетно високом индикаторском вредности (86), описује подгрупу X2. Врсте *C. gobio* и калифорнијска пастрмка *Oncorhynchus mykiss* су се такође издвојиле као важне, упркос њиховим индикаторским вредностима мањим од 25%, описујући неуроне са ознакама А3 и А5, В5, редом.

4.4 Средински фактори и класификациона снага

Kruskall–Wallis ANOVA тест показао је да се сви мерени средински фактори статистички значајно разликују међу групама (Табела 7.). Уз помоћ Mann-Whitney теста утврђено је између којих група постоји статистички значајна разлика за сваки средински

параметар. Групе Y и X2, не само да се у потпуности разликују у структури заједнице, већ се разликују и у свим испитиваним срединским параметрима (Табела 7.). Насупрот томе, подгрупе X1 и X2 не показују значајне разлике у вредностима температуре воде и раствореног кисеоника, док су групе X1 и Y сличније у погледу количине нитрата и електропроводљивости воде. Коначно, вредност ета квадрат (η^2) указала је да чак 7 срединских параметара показује јаку везу са структуром заједнице. Међу њима, надморска висина и доминантни супстрат се истичу као најзначајнији, и имају највише вредности ета квадрата (Табела 7.).

Резултати упоређивања класификационе снаге између поделе добијене на основу СОМ анализе и класификације на основу срединских параметара показали су да су се на основу СОМ анализе узорци боље груписали. Класификациона снага *a posteriori* дефинисаних група (CS: 0.173) је већа него за *a priori* дефинисане групе (CS: 0.129). Такође, средње вредности срединских параметара, коришћених приликом *a priori* класификације, статистички се значајно разликују између *a posteriori* добијених група.

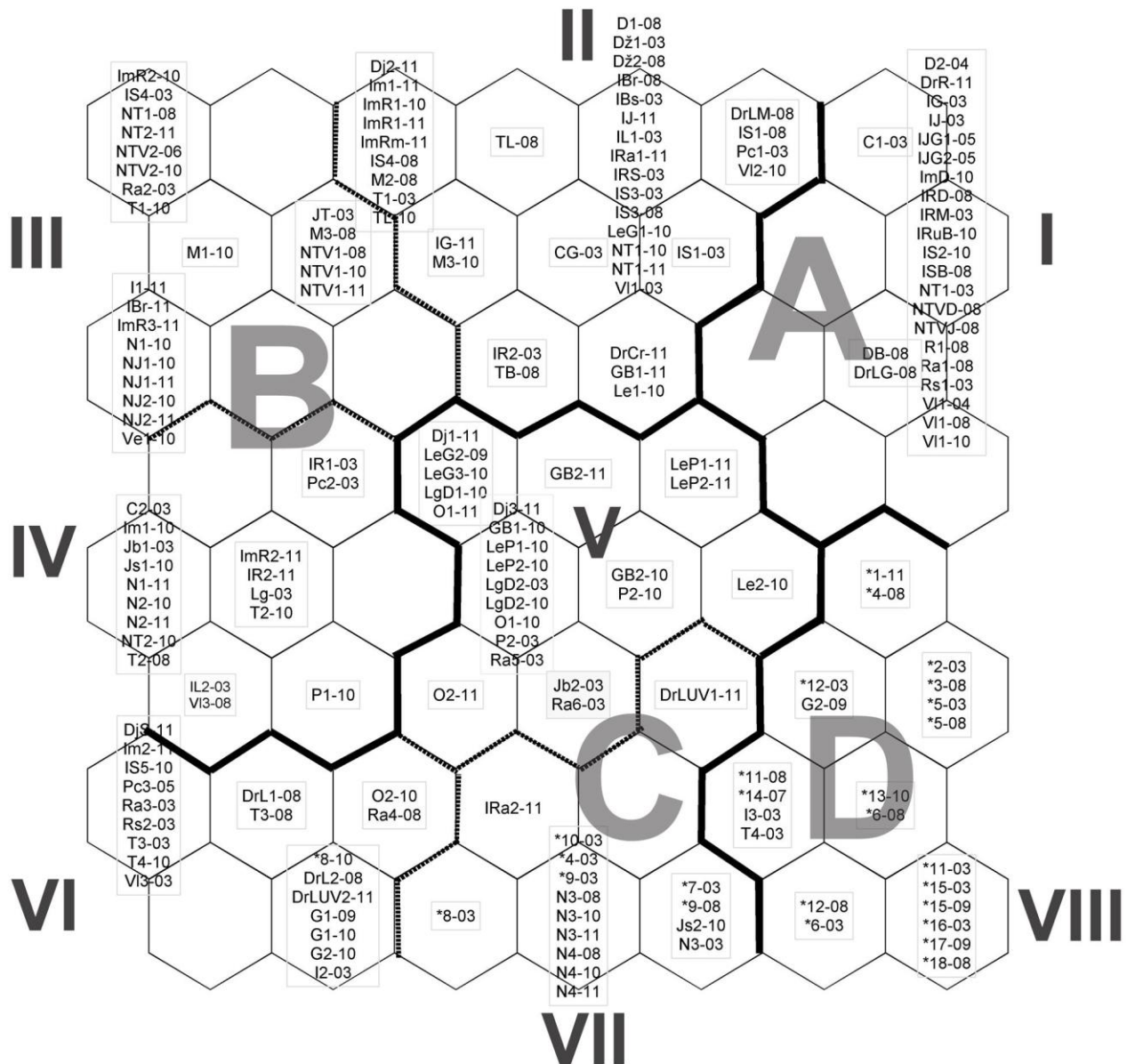
Табела 7. Средње вредности \pm стандардна девијација срединских параметара за сваку групу/подгрупу. Вредности које у истом реду не носе исти суперскрипт су статистички значајно различите: ^a $p < 0.05$.

Средински параметри	KW	p	Група			η^2
			Y	X1	X2	
Надморска висина (m)	70.492	***	238.98 \pm 129.255	352.84 \pm 170.391	654.47 \pm 208.559	0.50
Ширина корита (m)	54.369	***	33.92 \pm 10.511	11.33 \pm 11.440	6.87 \pm 3.417	0.39
Дубина (m)	50.635	***	1.861 \pm 1.2427	0.731 \pm 0.4335	0.499 \pm 0.3243	0.36
Температура воде ($^{\circ}$ C)	19.004	***	20.585 \pm 5.1159	17.059 \pm 6.1023 ^a	15.960 \pm 4.0511 ^a	0.13
Електропроводљивост (μ S/cm ²)	47.351	***	450.80 \pm 153.780 ^a	398.55 \pm 163.026 ^a	230.47 \pm 108.089	0.34
Концентрација кисеоника (mg/l)	18.243	***	8.5702 \pm 1.56431	9.6696 \pm 1.48374 ^a	9.7665 \pm 1.29876 ^a	0.13
Доминантни супстрат	69.806	***	2.3043 \pm 0.5914	2.9804 \pm 0.14 ^a	3 \pm 0.00 ^a	0.50
NO ₃ -N (mg/l)	18.792	***	5.441 \pm 3.4527 ^a	4.367 \pm 3.8101 ^a	2.869 \pm 1.7960	0.13
PO ₄ -P (mg/l)	53.462	***	0.7898 \pm 0.81724	0.3039 \pm .36449	0.13032 \pm 0.15109	0.38
NH ₄ -N (mg/l)	25.841	***	1.6024 \pm 1.12196	0.8748 \pm 0.96109 ^a	0.6019 \pm 0.78892 ^a	0.18

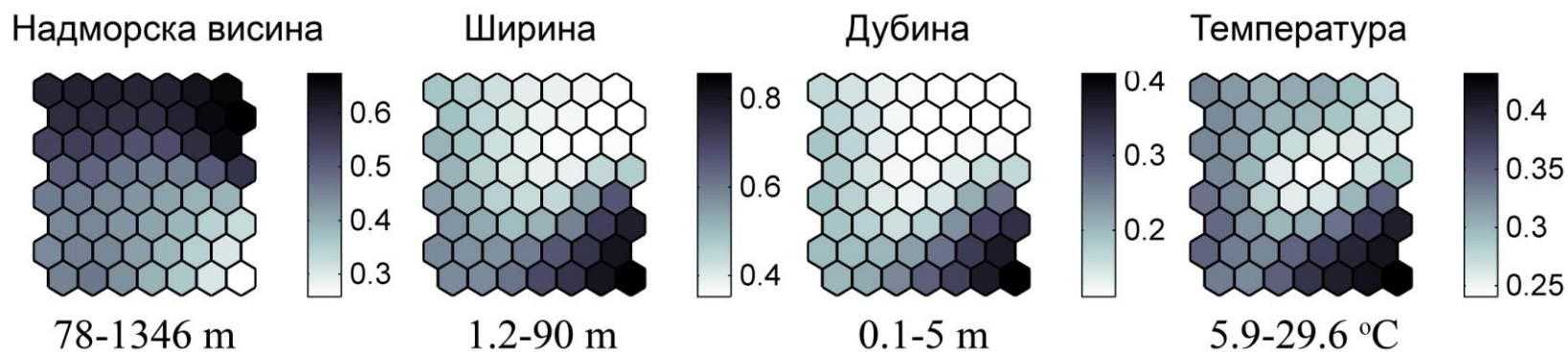
*** Указује на ниво значајности: < 0.001 .

4.5 Класификација испитиваних локалитета на основу изабраних абиотичких параметара и структуре ихтиоценозе

Применом методе самоорганизујућих мапа (СОМ) извршена је класификација испитиваних узорака у карактеристичне еколошке ентитете – типове река. На излазном слоју СОМ мреже издвојило се 8 група – типова река на основу структуре ихтиоценозе и карактеристика станишта (I – VIII; Слика 9.). Група I обухвата мале, високопланинске потоке и реке од 900 до 1300m надморске висине. У групе II, III и IV сврстане су мале реке од 300 до 900m надморске висине, горњи токови река средње величине (200-700m надморске висине) и средњи и доњи токови малих река до 500m надморске висине, редом. Локалитети који припадају овим трима групама углавном су смештени на рекама брдско-планинског типа. Мале реке на мањим надморским висинама (до 300m надморске висине) припадају групи V, док групе VI и VII обухватају локалитете који припадају средњим и доњим токовима река средње величине и горње токове великих равничарских река, редом, обе до 300m надморске висине. Коначно, у групу VIII свртани су локалитети са средњих и доњих токова великих равничарских река. Градијент надморске висине је јасно уочљив на СОМ мрежи, од групе I преко група II-VII ка групи VIII, праћен променама у ширини корита, дубини и температури воде (Слика 10.). За сваку од 8 издвојених група дата је анализа константности и доминантности рибљих врста, као и средње вредности параметара који рефлектују антропогени утицај (Табела 8.).



Слика 9. Прерасподела локалитета у излазне неуроне SOM мреже. Поред шифре локалитета стоји година узорковања. Локалитети који су узорковани више пута носе исту шифру али се разликују према години када су испитивани. За груписање сличних неурона на SOM мрежи примењен је k-means метод. Тачкаста црна линија означава границе између дефинисаних типова река (I-VIII). Пуна црна линија представља границе између различитих класа квалитета (A, B, C и D).



Слика 10. Визуализација дистрибуције одабраних срединских параметара на СОМ мрежи, са приказом опсега варијабилности за сваки. Вертикална нумерисана скала за сваку мапу представља мерене вредности параметара. Интензитет црне боје директно је пропорционалан максималним вредностима коришћених параметара.

Табела 8. Константност и доминантност рибљих врста у издвојеним групама станишта и средње вредности параметара који указују на интензитет антропогеног утицаја (где је: NO₃-N – концентрација нитрата; PO₄-P – концентрација ортофосфата, NH₄-N – концентрација амонијака; HA – хидролошко нарушење; CA – каналисање водотока, LU – искоришћеност земљишта; DO – концентрација раствореног кисеоника).

Врсте	Групе станишта							
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
<i>Alburnoides bipunctatus</i>		R	* 2-3	* 2		* 1	R	R
<i>Alburnus alburnus</i>					R	* 1	* 2	* 2-3
<i>Barbatula barbatula</i>		R	* 1	* 1	R	R	R	
<i>Barbus balcanicus</i>		* 3	* 2-3	* 2	* 2	* 2	* 2	R
<i>Barbus barbus</i>				R	R	R	R	* 1
<i>Carassius gibelio</i>				R		R	R	* 2
<i>Chondrostoma nasus</i>		R		R		* 2-3	R	* 1-2
<i>Cobitis elongata</i>				R	R	R	R	
<i>Cobitis taenia</i>				R		R		
<i>Cottus gobio</i>	R	R	R					
<i>Cyprinus carpio</i>								R
<i>Esox lucius</i>								R
<i>Gobio gobio</i>			R	* 2	* 2	R	* 1-2	* 1
<i>Lepomis gibbosus</i>				R			R	R

<i>Leuciscus aspius</i>									R
<i>Leuciscus idus</i>									R
<i>Leuciscus leuciscus</i>									R
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	R	R	R						
<i>Perca fluviatilis</i>								R	* 2
<i>Phoxinus phoxinus</i>	R	R	R		R				
<i>Pseudorasbora parva</i>							R	R	
<i>Rhodeus sericeus</i>			R	R	R		R	R	R
<i>Romanogobio kesslerii</i>			R				R		
<i>Rutilus pigus</i>									R
<i>Rutilus rutilus</i>							R	* 1-2	* 2-3
<i>Salmo trutta/Salmo macedonicus</i>	* 3-4	* 2-3	* 2	R					
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>									R
<i>Silurus glanis</i>								R	* 1-2
<i>Squalius cephalus</i>		R	* 2-3	* 2-3	* 2	* 2	* 2		* 1
<i>Thymallus thymallus</i>		R	R						
<i>Vimba vimba</i>							R	R	* 1
<i>Zingel zingel</i>									R

Параметри интензитета антропогеног утицаја								
NO3-N (mg/l)	2.34	2.66	2.38	3.92	5.50	6.64	5.40	5.14
PO4-P (mg/l)	0.05	0.18	0.25	0.39	0.49	0.68	0.82	1.29

NH ₄ -N (mg/l)	0.48	0.52	0.82	1.29	1.27	2.04	2.65	2.45
HA	1.5	1.36	1.43	1.33	1.6	1.7	1.87	1.13
CA	1.08	1.28	1.6	2.09	1.95	2.29	2.43	2.59
LU	1.12	1.36	1.47	1.95	2.34	2.17	2	2.22
Електропроводљивост ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	172.7	280.28	312.82	323.09	409.21	403.76	410.59	478.75
DO (mg/l)	11.48	10.23	10.29	9.59	8.13	7.79	7.31	5.66

* – константна врста (>50%), R – ретка врста (<50%), || – врста доминантна у више од 50% узорака, | – врста доминантна у мање од 50% узорака. За сваку врсту чија је константност већа од 50%, приказан је број старосних група у више од 50% of узорака. Уоквирена поља означавају индикаторске врсте.

4.6 Класификација дефинисаних група станишта према јачини антропогеног утицаја

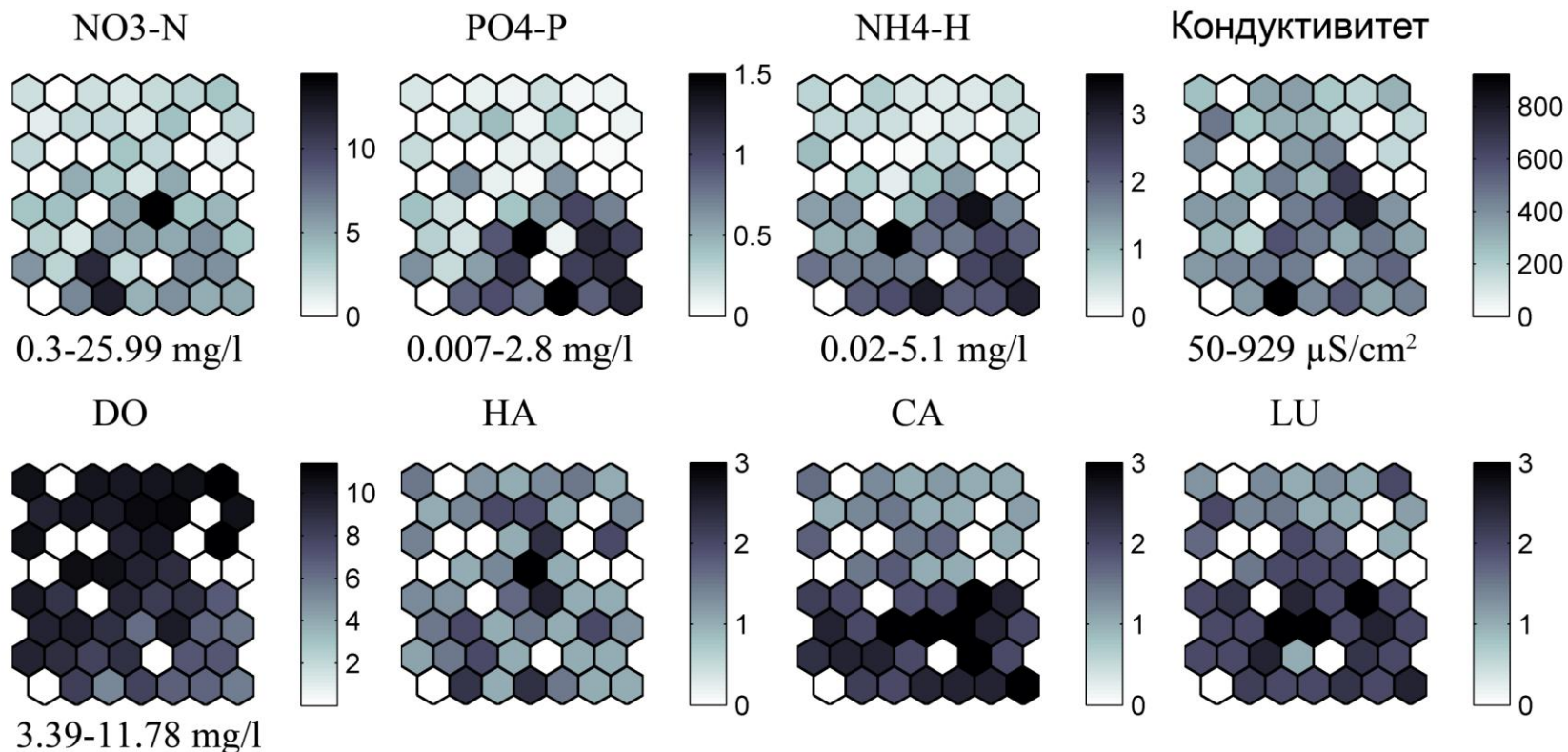
Даљом статистичком анализом, уз помоћ k-means кластер методе, претходно издвојене групе станишта груписане су на основу вредности параметара који рефлектују антропогени утицај и сврстане у четири класе (групе А, В, С и D) које представљају категорије квалитета воде и станишта (Слика 9.).

Група А је представљена стаништима скоро без икаквог нарушења (ниске вредности параметара антропогеног нарушења), са ниским минералним саставом (ниске вредности NO₃-N, PO₄-P и електропроводњивости) и ниском концентрацијом амонијумовог јона, а са друге стране веома добро аерисаном водом (Слика 11.). Групу В благо нарушење станишта. Садржај минералних соли у овој групи је такође низак, слично групи А, али је електропроводњивост већа док је концентрација кисеоника у благом паду. Ове групе обухватају чисте воде са високим еколошким статусом и чисте воде са само природно повећаном концентрацијом појединих јона, окарактерисане као воде са добрим еколошким статусом, редом. За обе групе процењене су индикаторске врсте на основу њихове константности и доминантности, што је и потврђено компонентним графиконима (Табела 8., Слика 12.). Међутим, врста *S. trutta* се, према својој константности и доминантности, показала као карактеристична врста за обе ове групе. Упркос високој доминантности ове врсте у групама А и В, разлика међу њима се јасно може приказати преко броја узрасних класа које су заступљене у узорцима (Табела 8.). Такође, једна од главних разлика између овим групама јесте и благо смањење процента врста са више старосних група, густине инсективора и нетолерантних врста а повећање густине омниворних индивидуа у групи В у односу на групу А (Табела 9., Слика 13.).

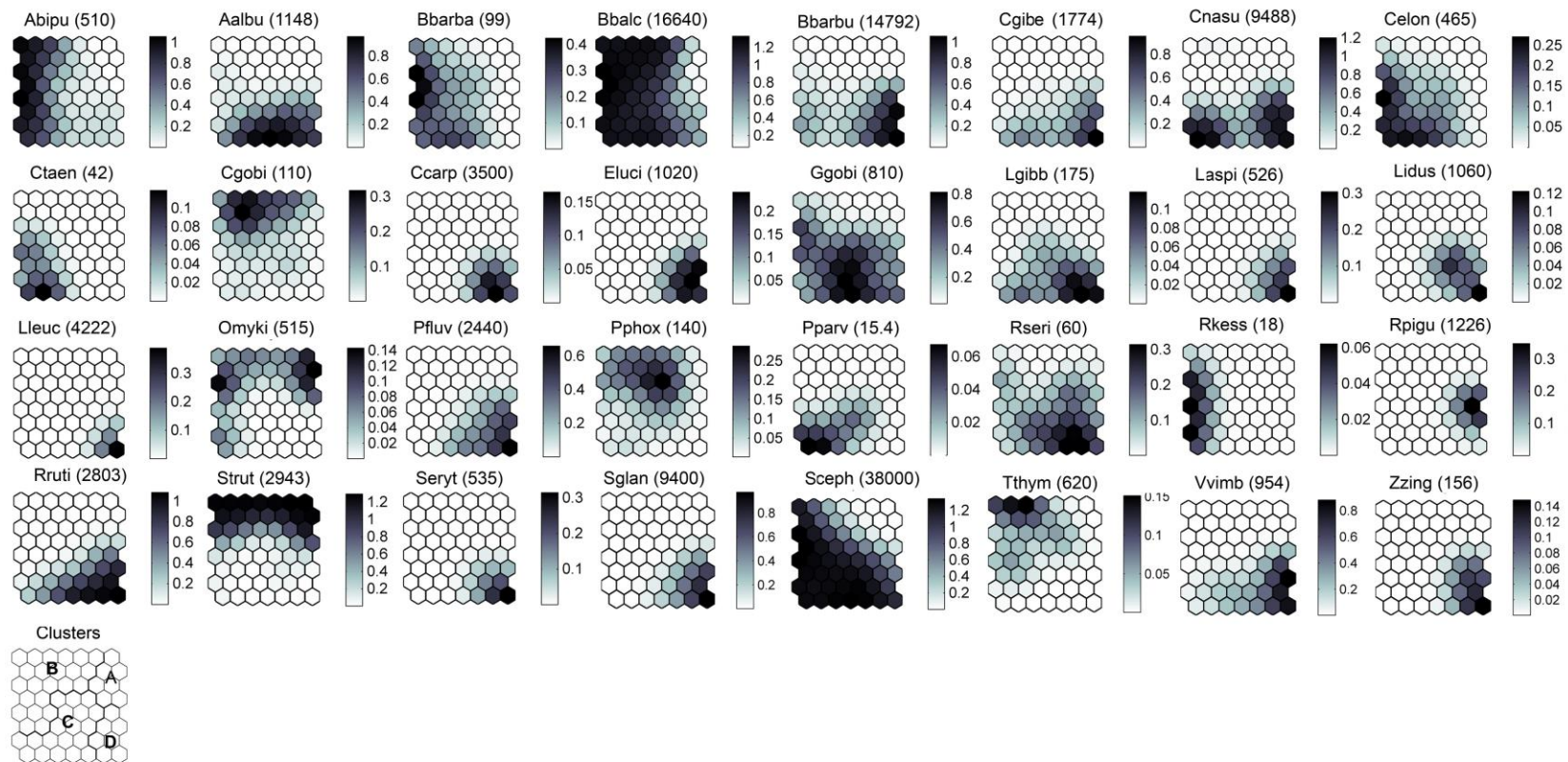
Табела 9. Средње вредности \pm стандардна девијација за сваку од испитиваних метричких особина за сваку групу добијену на основу кластер анализе (А, В, С и D). Вредности које у истом реду не носе исти суперскрипт су статистички значајно различите: ^{a,b} $p < 0.05$.

Метричка особина	KW	p	Група			
			A	B	C	D
# AS	34.451	***	0.13 \pm 0.33 ^a	0.06 \pm 0.24 ^a	0.23 \pm 0.54 ^a	0.64 \pm 0.58
% OMN	98.724	***	1.56 \pm 7.65	9.99 \pm 13.50	39.01 ^a \pm 22.10	43.95 ^a \pm 27.41
% INS	115.884	***	96.98 \pm 8.83	39.51 \pm 24.70	11.89 \pm 15.56	2.49 \pm 6.43
% CAR	105.377	***	0 ^a	0 ^a	0.2 \pm 0.96 ^a	7.61 \pm 13.85
% LIT	94.628	***	97.74 \pm 8.24 ^a	97.00 \pm 5.89 ^a	76.92 \pm 22.02	59.92 \pm 25.12
% PHY	113.636	***	0 ^a	0.16 \pm 1.47 ^a	5.02 \pm 7.81	33.06 \pm 22.64
% RHE	92.507	***	98.41 \pm 7.65 ^a	98.75 \pm 3.13 ^a	85.24 \pm 18.94	63.15 \pm 24.94
% EUR	112.332	***	0 ^a	0.23 \pm 1.50 ^a	8.82 \pm 13.67	34.11 \pm 22.96
# TOL	114.655	***	0 ^a	0.05 \pm 0.21 ^a	1.04 \pm 1.11	3.18 \pm 1.33
% INT	81.987	***	97.12 \pm 10.60	90.84 \pm 16.58	72.41 \pm 25.92	19.53 \pm 29.53
% SMAG	65.422	***	100 \pm 0	72.82 \pm 20.07	61.70 \pm 20.35	49.55 \pm 17.99

*** Указује на ниво значајности: < 0.001 .



Слика 11. Визуализација дистрибуције параметара квалитета воде на претходно тренираној SOM мрежи (где је: DO—концентрација раствореног кисеоника; NO₃-N—концентрација азота из нитрата; PO₄-P—концентрација фосфора из ортофосфата; NH₄-N—концентрација азота из амонијака) и станишта (где је: HA—хидролошко нарушење; CA—каналисање водотока, LU—искоришћеност земљишта), са приказаним опсегом варијабилности за сваки параметар. Интензитет сиве боје указује на вредности испитиваних параметара.



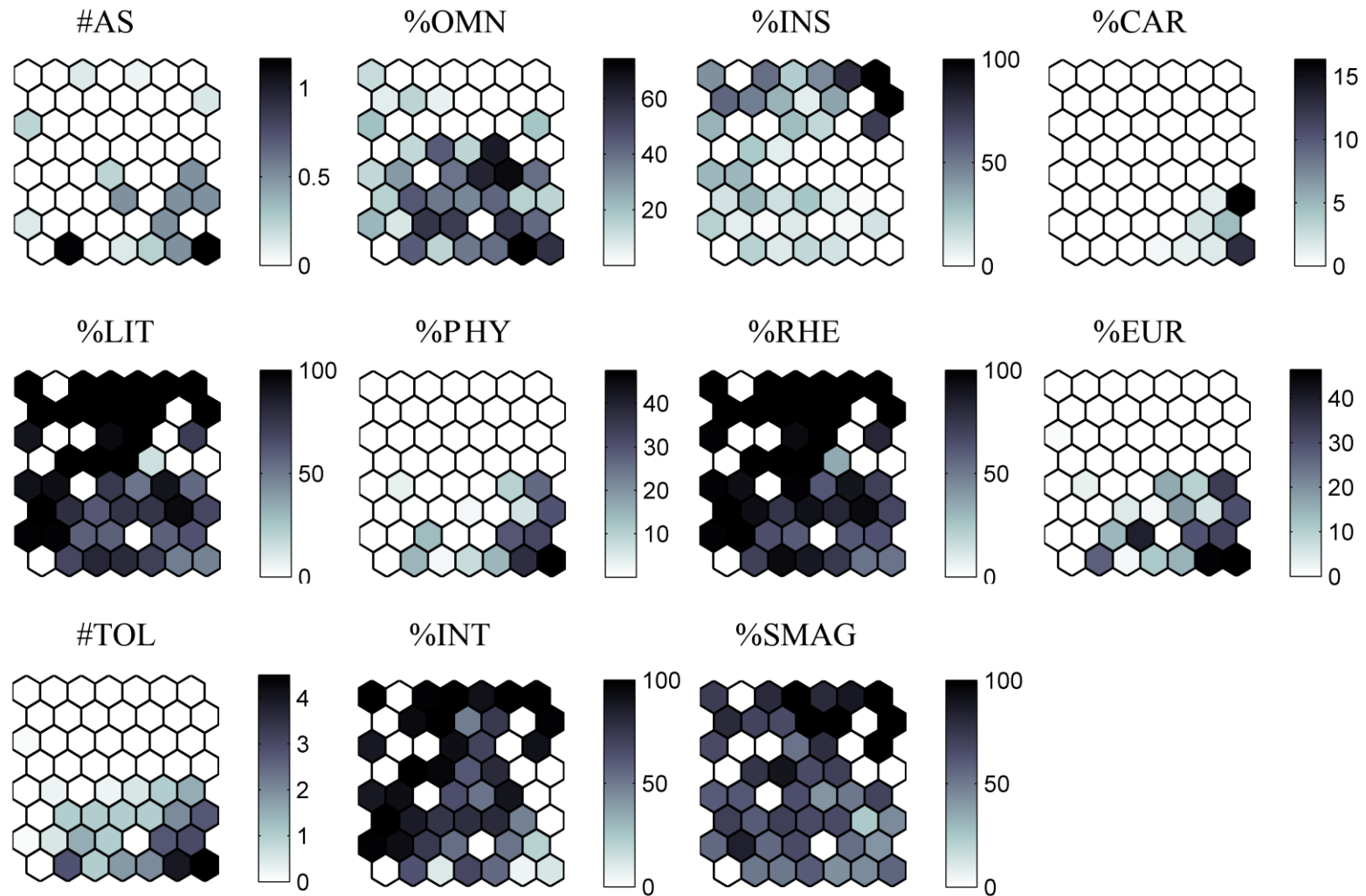
Слика 12. Визуализација дистрибуције 32 врсте риба на SOM мрежи. Скраћенице латинских имена врста су креиране тако што прво слово означава почетно слово имена рода, док преостала означавају прва четири слова имена врсте, јер SOM апликација прихвата не више од 5-6 карактера за имена варијабли. Пуна латинска имена врста приказана су у Табели 8. Интензитет сиве боје указује на биомасу риба приказану у грамима (у заградама су дате максималне вредности биомасе за сваку врсту) на локалитетима у оквиру једног неурона. Празна SOM мрежа у доњем левом углу подсећа на поделу у групе.

Насупрот овим двама групама, групе С и D обухватају локалитете који су изложени значајним антропогеним утицајима. Групу С карактерише умерено нарушење хабитата и умерено загађење воде (Табела 10., Слика 11.). Према константности и доминантности, шест врста риба је процењено као индикатори ове групе (Табела 11.). Међутим, три врсте (*A. bipunctatus*, *B. balcanicus* и *S. cephalus*) су се и у групи В издвојиле као индикаторске врсте, са том разликом да су у групи С присутне са не више од две старосне групе у популацији. Група D представља локалитете са највећим степеном нарушења станишта и значајним загађењем воде, указујући на лош еколошки статус. Шест индикаторских врста за ову групу, процењено је на исти начин као и за претходне и приказано у Табели 11. Коначно, узорци који нису били подвргнути статистичној обради података, јер ниједна индивидуа није изловљена услед веома тешког загађења воде и нарушења станишта, су сврстани у групу Е (Табела 10.).

Већина посматраних метричких особина је показала јасан градијент у промени својих вредности на COM мрежи. Крећући се кроз COM мапу од групе А преко група В и С ка групи D, вредности %INS, %INT, %LIT, %RHE и %SMAG опадају, док вредности %OMN, %PHY, %EUR и #TOL расту. Шта више, метричке особине као што су %INS, %INT, %OMN и %SMAG су показале јаку осетљивост и постепену промену у вредности дуж градијента квалитета средине (Табела 9, 10, Слика 11, 13). Са друге стране, варирање вредности метричких особина %LIT, %RHE, %PHY, %EUR и #TOL није јасно уочљиво између кластера А и В, што је у складу са незнатним променама у квалитету воде и станишта између њих. Промене у вредностима ових метричких особина постале су евидентне већ у кластеру С, где је и забележено значајно погоршање свих посматраних параметара квалитета воде и станишта (Табела 9). Најзначајнији пад у вредностима %LIT, %RHE, %INT и пораст %PHY, %EUR и #TOL уочљив је између кластера С и D, указујући на значај концентрације раствореног кисеоника, PO₄-P, NH₄-N и степена деградације речног канала (Слика 11, 13). Насупрот томе, метричке особине као што су %CAR и #AS не показују видљив градијент промене на COM мрежи (Слика 13.). Kruskal–Wallis ANOVA тест је потврдио да се вредности метричких особина статистички значајно разликују између група, а Mann–Whitney post hoc тест је показао које се групе статистички значајно разликују у погледу сваке испитиване метричке особине (Табела 9.).

Табела 10. Средње вредности \pm стандардна девијација за сваки од испитиваних параметара квалитета воде за сваку групу добијену на основу кластер анализе (А, В, С и D). Група Е обухвата узорке где риба није било. Вредности које у истом реду не носе исти суперскрипт су статистички значајно различите: ^{a,b} $p < 0.05$.

Параметар	Група				
	А	В	С	D	Е
NO ₃ -N (mg/l)	2.34 \pm 1.59 ^a	2.99 \pm 2.01 ^a	5.85 \pm 3.88 ^b	5.14 \pm 2.1 ^b	4.73 \pm 0.45 ^b
PO ₄ -P (mg/l)	0.05 \pm 0.07	0.28 \pm 0.33	0.66 \pm 0.56	1.29 \pm 0.38	2.80 \pm 0.12
NH ₄ -N (mg/l)	0.49 \pm 0.42	0.88 \pm 0.82	1.99 \pm 1.27	2.45 \pm 0.8	7.46 \pm 0.48
Електропроводљивост (μ S/cm ²)	172.70 \pm 78.13	305.40 \pm 117.8	407.85 \pm 178.11 ^a	478.75 \pm 98.07 ^b	435.33 \pm 10.01 ^{a,b}
Концентрација кисеоника (mg/l)	11.48 \pm 0.7	10.04 \pm 1.07	7.74 \pm 1.72	5.65 \pm 1.42	3.66 \pm 0.31



Слика 13. Вредности испитиваних метричких особина на претходно тренираној СОМ мрежи, са приказом опсега варијабилности за сваку. Интензитет сиве боје указује на вредности сваке испитиване метричке особине.

На основу ових резултата, само три метричке особине (%INT, %INS, %SMAG) показују статистички значајну разлику између свих група (Табела 9.), те су једино оне процењене као погодне за финалну презентацију индекса (Табела 11.).

Табела 11. Матрица БалкаН Биотичког Индекса за Рибе (f-BNBI). Вредности у заградама означавају број узрасних класа индикаторских врста.

% INT	% INS	% SMAG	Индикаторска врста (Доминантност >10%)	Број бодова	Еколошки статус
100	100	100	<i>Salmo trutta/Salmo macedonicus</i> (≥ 3)	5	Висок 4.6–5
			<i>Alburnoides bipunctatus</i> (≥ 2)		
			<i>Barbatula barbatula</i>		
89–99.99	19–99.99	69–99.99	<i>Barbus balcanicus</i> (> 2)	4	Добар 3.6–4.5
			<i>Salmo trutta/Salmo macedonicus</i> (< 3)		
			<i>Squalius cephalus</i> (> 2)		
			<i>Alburnoides bipunctatus</i> (< 2)		
			<i>Alburnus alburnus</i>		
45–88.99	2–18.99	57–68.99	<i>Barbus balcanicus</i> (≤ 2)	3	Умерен 2.6–3.5
			<i>Chondrostoma nasus</i>		
			<i>Gobio gobio</i>		
			<i>Squalius cephalus</i> (≤ 2)		
			<i>Barbus barbus</i>		
<45	<2	<57	<i>Carassius gibelio</i>	2	Лош 1.1–2.5
			<i>Perca fluviatilis</i>		

*Rutilus rutilus**Silurus glanis**Vimba vimba*

Нема риба

1

Веома лош

1

Еколошки статус

$$f - BNBI = \frac{\sum_{i=1}^N B_i}{N}$$

5. Дискусија

5.1 Диверзитет ихтиофауне истраживаног подручја

Слатководни екосистеми тропске области представљају највеће центре диверзитета ихтиофауне, што је сагласно најпознатијем моделу у екологији по коме се диверзитет врста смањује од тропских ка поларним областима (Pianka, 1966; Rohde, 1992; Hillebrand, 2004). Када је реч о умереном појасу, највеће богатство врста риба бележи се у влажним, умереним областима Северне Америке (Chapin et al., 2001). Фауна слатководних риба у свету је представљена са 11.952 врсте, што представља 43% укупног броја врста укључујући и оне које насељавају мора и океане (Nelson, 2006). Од тога је на Европском континенту према сазнањима Kottelat (1998) регистровано 358 врста, распоређених у 86 родова и 27 фамилија. Међутим, Lundberg et al. (2000) у свом раду истичу да се број детектованих врста риба сваке године знатно повећава. Основни разлог томе је што је у ранијем периоду попис слатководних риба ауторизован од стране ихтиолога из централне и северне Европе, те је веома често одбацивана могућност постојања нових врста на подручју јужне и источне Европе (Kottelat, 1998).

Према подацима Simonović (2001), у акватичним екосистемима Србије забележено је присуство 89 врста риба и 5 врста колоуста. Како највећу површину наше земље заузима слив реке Дунав (Gavrilović & Dukić, 2002), то је у овом сливном подручју потпуно очекивано присуство чак 79 врста риба и 3 врсте колоуста (Janković & Krpo-Ćetković, 1995). Брдско-планинске реке слива Дрине, као и поједине реке слива Западне Мораве имају посебно велики значај за диверзитет ихтиофауне Србије због присуства салмонидних врста: *S. trutta*, младица *Hucho hucho* и *T. thymallus*. Насупрот Дунавском сливу, реке Егејског слива заузимају веома малу површину Србије и окарактерисане су специфичном структуром ихтиофауне, што се у овој студији доказује присуством македонске пастрмке *Salmo macedonicus*. Током периода истраживања (2003-2011), на подручју Србије јужно од Дунава, забележено је присуство 43 врсте риба, што представља нешто мање од половине укупног диверзитета ихтиофауне у Србији. Важно је нагласити да су предмет истраживања ове студије били искључиво лотички системи и то углавном потоци и реке мале до средње величине. Коначно, значајан број представника ихтиофауне Србије искључиво настањује реке Војводине и/или главни ток реке Дунав, односно локалитете које нису обухваћени у оквиру ове студије (Simonović, 2001).

Осим аутохтоних врста, у водама Србије често су присутне и алохтоне које припадају следећим фамилијама: Centrarchidae, Ictaluridae, Gobiidae, Odontobutidae, Polyodontidae, Cyprinidae, Salmonidae, Sygnathidae. Представници фамилије Ictaluridae, *Ameiurus nebulosus* и *Ameiurus melas* интродуковани су из Северне Америке у Европу, и данас су честе врсте у нашим водама (Свијановић et al., 2005). Такође, из Северне Америке порекло воде и многе друге врсте и то: *L. gibbosus* и *Micropterus salmonides* (Centrarchidae), *O. mykiss* и *S. fontinalis* (Salmonidae), *Polyodon spathula* (Polyodontidae). Врста *P. spathula* први пут је у Србији откривена маја 2006. године у Неготинској Крајини, а претпоставља се да је ту доспела из Румуније и Бугарске, где је интродукована још 1990 године (Simonović et al., 2006a). Из источне Азије интродуковане су врсте *C. gibelio*, *Pseudorasbora parva*, *Stenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys nobilis*, *Hypophthalmichthys molitrix* (Cyprinidae), и *Percottus glenii* (Odontobutidae). Врста *P. parva* је данас широко распрострањена у нашим рекама (Сакис et al., 2004). Источно-Азијска врста *P. glenii*, од када је 2003. године први пут пронађена, све се више шири у водама Дунава (Simonović et al., 2006b). Врсте рода *Neogobius* (Gobiidae), такође, екстензивно шире своје ареале у Србији последних деценија (Simonović et al., 2001).

На истраживаном сливу забележено је 6 интродукованих врста (*O. mykiss*, *C. gibelio*, *A. nebulosus*, *L. gibbosus*, главоч пескар *Neogobius fluviatilis* и *P. parva*) што представља 35,3% од укупног броја регистрованих интродукованих врста у Србији. Међутим, врсте *A. nebulosus* и *P. parva* су детектоване на само два локалитета, те се због тога сматрају ретким и нису узете у обзир приликом статистичких анализа. Према подацима Simonović (2001), врсте *C. gibelio*, *L. gibbosus* и *P. parva* се карактеришу ареалом распрострањена, који је изузев Војводине, ограничен углавном на главне токове река Велике, Јужне и Западне Мораве, што је сагласно сврставању локалитета, на којима су ове врсте детектоване, у кластер Y (Слика 7, 8a-ц). Велика бројност врсте *O. mykiss* на истраживаном подручју највероватније је последица изузетног конзумног значаја ове врсте, те се она интензивно гаји у рибњачким системима, одакле обично и доспева у природне водотокове (Simonović, 2001, Lenhardt et al., 2011). Према Simonović (2001) врста *N. fluviatilis*, која се иначе карактерише ограниченим распрострањењем у Србији (реке Војводине и главни ток Дунава), последњих година шири свој ареал и на притоке, између осталог и реке Велика и

Западна Морава (Simonovic et al., 2001; Djikanović et al., 2013). Овакав тренд је потврђен и резултатима ове студије где је налаз *N. fluviatilis* забележен на локалитету на средњем делу тока реке Велике Мораве.

Све напоменуте алохтоне врсте имају велики утицај на квалитативно-квантитативни састав ихтиофауне површинских вода наше земље, представљајући једну од главних претњи по аутохтону ихтиофауну Србије. Неке од њих ступају у компетитивне односе са аутохтоном ихтиофауном, у погледу хране, простора и других ресурса. Врсте *P. parva* и *L. gibbosus* су предатори према јајима и риблијој млађи аутохтоних врста (Lenhardt et al., 2006).

5.2 Просторна дистрибуција заједнице риба

Испитивање просторне дистрибуције риба у оквиру читавог речног слива, пружа значајне податке о томе како се зависност између заједнице и срединских фактора станишта мења дуж лонгитудиналног градијента река (Fausch et al., 1994). У вези са тим, проучавање просторне динамике риблих заједница и потенцијалних узрочних механизма који до тога доводе, један је од најчешће истраживаних модела у екологији слатководних екосистема (Erős & Grossman, 2005; Penczak et al., 2005; Lorenzoni et al., 2006; Lasne et al., 2007; Kruk et al., 2007). У овој студији, према резултатима СОМ анализе, на основу сличности у биомаси врста, на првом хијерархијском нивоу класификације (кластери X и Y), указује се на јасне разлике између локалитета које карактерише реофилна заједница од оних са углавном еуритопним врстама риба, што је у складу са резултатима Lasne et al., (2007). Овај резултат је сагласан подели на подручје ритрона и потамона према (Illies & Votosaneanu, 1963) и зонационим концептом према коме у горњим деловима токова река доминирају пастрмске а у доњим шаранске врсте риба. Прецизније, на првом хијерархијском нивоу класификације, у кластеру X доминира врста *S. trutta* са пратећим врстама, док је кластер Y окарактерисам великим бројем шаранских врста (Слика 7, 8а-ц.). Па ипак, на нижем хијерархијском нивоу, кластер X се даље може поделити на подкластере X1 и X2, док подела кластера Y на подкластере није узета у разматрање како би се задржао довољан број локалитета по групи за даље статистичке анализе. Из

наведеног следи да је СОМ анализа, у овој студији, указала на постојање три типа рибљих заједница. Добијена подела углавом рефлектује лонгитудинални градијент, како у композицији врста (Слика 7, 8а-ц.) тако и у променама срединских карактеристика (Табела 7.). Према овој класификацији, типови рибљих заједница су окарактерисани као: заједница доњих токова или равничарских река (кластер Y), заједница средњих токова (кластер X1) и заједница горњих токова или високопланинских потока (кластер X2). Сличну поделу и карактеризацију рибљих заједница, коришћењем СОМ алгоритма, представили су и Kruk et al. (2007) дуж слива реке Нарев у Пољској.

Сви локалитети испитиваног подручја, који су смештени на горњим токовима река и високопланинским потоцима, јављају се у кластеру X2 и окарактерисани су присуством врсте *S. trutta* (Индикаторску вредност видети у Табели 6.) и пратећих врста (Jackson et al., 2001; Pont et al., 2005; Lasne et al., 2007). Према вредностима мерених срединских параметара, у овом кластеру су смештени сви ненарушени локалитети (Табела 7.). Такође, ова група је окарактерисана локалитетима са највећим надморским висинама и високом концентрацијом кисеоника у води, на супрот ниским вредностима температуре и минералних материја (Табела 7.), што омогућава присуство врсте *S. trutta* и пратећих врста (Jackson et al., 2001). Уз то треба напоменути да је IndVal анализа указала да је и врста *C. gobio* такође значајан за ову групу, али само за одређене неуроне (видети Сliku 8б.). Упркос сличним захтевима према нагибу терена (Pont et al., 2005; Lasne et al., 2007), врсте *S. trutta* и *C. gobio* имају различите еколошке валенце у погледу температуре. Прецизније, распрострањење *C. gobio* је ограничено на станишта са ниском температуром воде, док *S. trutta* има ширу еколошку валенцу према температури (Pont et al., 2005). У вези са тим, у овој студији, дистрибуција *S. trutta* је значајно шира него *C. gobio*, што је јасно видљиво на СОМ мапи (Слика 8ц.). Међутим, као значајна врста за овај кластер издвојила се и врста *O. mykiss*, али само за неуроне А5 и В5. С обзиром на то да *O. mykiss* има изузетан комерцијални значај у нашој земљи (Lenhardt et al., 2011), потпуно је очекивано да током овог истраживања буде детектовано присуство великог броја малих пастрмских рибњака узводно од испитиваних локалитета одакле извештан број индивидуа константно доспева у природне водотокове. Највећи број пастрмских рибњака забележен је на реци Власини (Табела 2, Слика 4.). Највећи проценат локалитета из кластера X2 припада *a priori* типу 4,

чак 90.69%. Преосталих 9.31% се односи на локалитете који природно припадају *a priori* типу 3, али је присуство *S. trutta*, као кључне индикаторске врсте, највероватније одговорно за њихово укључивање у овај кластер. На пример, локалитет М3 на реци Сокобањској Моравици, који припада *a priori* типу 3, је груписан заједно са локалитетима из *a priori* типа 4, услед перманентног порибљавања врстом *S. trutta*. Насупрот осталим локалитетима на реци Сокобањској Моравици, М1 и М2 (Табела 2, Слика 4.), напоменута тачка се налази низводно од бране акумулације Бован, што омогућава погодне услове станишта за развој ове врсте.

У кластер Х1 већином су сврстани локалитети са горњих и средњих токова највећих притока Велике, Јужне и Западне Мораве, окарактерисани финијом структуром супстрата али још увек веома добро аерисани са ниском температуром воде (Табела 7.). Судајући по фауни риба и вредностима срединских параметара, ова група је представљена локалитетима интермедијарног карактера. Врсте са статистички значајним IndVal вредностима у овој групи су: *A. bipunctatus*, *B. barbatula* и *B. balcanicus* (Табела 6.). Карактеристике станишта локалитета из кластера Х1 дозвољавају истовремено јављање врсте *S. trutta* (још увек присутна на извесном броју локалитета, али без статистичке значајности, видети Сliku 8ц.) са реофилним ципринидама као што су *A. bipunctatus* и *B. balcanicus*, заједно са *B. barbatula* (Huet, 1959; Whitton, 1975; Lasne et al., 2007). Jackson et al. (2001) су истакли да биотички фактори као што су конкуренција и предаторство имају посебно јак утицај на рибље заједнице и, због тога, највероватније играју веома важну улогу у локалном структурирању заједница. Тако на пример, Nilsson & Persson (2005) тврде да велика абундантност поточне пастрмке испољава негативне ефекте на раст и дистрибуцију врсте *B. barbatula*. У вези са тим, *B. barbatula* се вероватно повлачи у делове доњег ритрона и горњег потамона. Највећи број локалитета ове групе (80.39%) припада *a priori* типу 3, а преосталих 19.61% *a priori* типу 4. Имајући у виду представљене резултате, веома је важно нагласити да је салмонидна зона у овој студији знатно краћа у поређењу са резултатима претходних студија, спроведених на истом сливном подручју 1960-тих/1970-тих (Marković, 1962; Jankovic & Sakic, 1982). С обзиром на то да средински фактори умногоме утичу на структурирање заједнице (Jackson et al., 2001), ова чињеница може бити објашњена као последица пораста температуре услед повећања загађења воде и

климатских промена. Због тога, значајан удео врсте *B. balcanicus*, како у смислу бројности тако и биомасе, на великом броју локалитета *a priori* дефинисаних као тип 4, вероватно је довео до њихове погрешне групације са локалитетима *a priori* типа 3.

На дну СОМ мреже издвојен је кластер Y (Слика 7.), угланом представљен локалитетима са главних токова Велике, Јужне и Западне Мораве и ушћа притока, али и локалитетима са средњих делова тока њихових највећих притока. Не само да је богатство врста у овој групи највеће, већ је и IndVal анализа указала на велики број врста које описују овај кластер (Табела 6.). Највећи број забележених врста у доњим токовима је у потпуности очекиван имајући у виду добро познат механизам додавања врста (Sheldon, 1968). Под претпоставком да се диверзитет станишта низводно повећава, број врста на ушћу би требало да буде највећи (Schlosser, 1991; Matthews, 1998; Lasne et al., 2007; Jackson et al., 2001). Укупно 10 врста се показало значајним у описивању ове групе. Па ипак, четири врсте (*E. lucius*, *S. erythrophthalmus*, *L. aspius*, *P. fluviatilis*) имају IndVal вредности мању од 25% (8.9-23) и репрезентативне су само за два неурона (F4 и F5). Због тога, наведене врсте могу бити дефинисане као карактеристика главних токова Велике, Западне и Јужне Мораве, због њихове велике учесталости јављања на тим локалитетима. Велики број локалитета из групе Y припада *a priori* типовима 1 и 2. Међутим, није занемарљива чињеница да извесни локалитети сврстани у ову групу природно припадају *a priori* типу 3. Према Lasne et al. (2007), локалитети на којима је установљена типична заједница доњих токова, а очекиван је већи број реофила, могу се сматрати нарушеним. Па тако, неколико локалитета смештених на средњим токовима река, који припадају *a priori* типу 3, придружени су овом кластеру, као последица њиховог нарушења.

5.3 Значај срединских параметара у структурирању заједнице и релевантност *a priori* класификације

Велики број досадашњих студија, спроведених на чак четири континента, сведочи о постојању јаког утицаја срединских параметара на структуру заједнице риба у лотичким системима (Grossman et al., 1990; Przybylski, 1994; Hugueny et al., 1995; Matthews, 1998; Oberdorff et al., 1998; Oberdorff et al., 2001; Mériçoux et al., 1999). Лонгитудинални профил река обично је повезан са градијентом срединских фактора као што су надморска висина, брзина воде и дубина (Jackson et al. 2001). Ове тврдње су видљиве и у резултатима ове студије, где је постојање лонгитудиналног градијента потврђено не само специфичном структуром заједнице одређених речних зона, већ и променом срединских параметара (Табела 7.). Градијент надморских висина наводи се као један од најзначајнијих параметара у структурирању заједнице (May & Brown, 2002), што је сагласно резултатима ове студије (Табела 7.). Такође, важно је и напоменути да промена надморске висине директно утиче на промену многих других физичких и хидролошких параметара (Vannote et al., 1980), па стога Brown (2000) тврди да се надморска висина може сматрати сурогатом за велики број параметара као што су: проток воде, доминантни супстрат, дубина и ширина реке.

Структурирање ихтиоценоза дуж лонгитудиналног градијента под утицајем је не само природне варијабилности срединских фактора, већ и под различитим степеном антропогеног утицаја (Grossman et al., 1998). Због тога, постојање везе између структуре ихтиоценозе и квалитета воде и станишта има посебно велики значај у процени осетљивости односно толеранције рибљих врста на деградацију станишта. Maceda-Veiga & De Sostoa (2011), у својој студији, дефинишу квалитет воде на основу вредности пет параметара и то: концентрација амонијака, нитрита, нитрата, фосфата и електропроводљивост. Применом Канонијске Кореспондентне Анализе (ССА), аутори су у зависности од вредности наведених параметара дефинисали степен толерантности на погоршање квалитета воде за велики број врста риба Медитеранске области. У истој студији, процењивана је и осетљивост рибљих врста на нарушење станишта праћењем промена у структури заједнице као одговор на стрес изазван променама у вредности, односно интензитету следећих параметара квалитета станишта: структура станишта,

рипаријална вегетација и каналисање речног корита. Са друге стране, Meador & Carlisle (2007) су испитивали не само толерантност врста на кумулативни утицај параметара квалитета воде већ и индикаторске вредности толеранције за сваки испитивани параметар понаособ. Резултати наведене студије, добијени на основу РСА анализе, указали су да се разлике између толерантних и нетолерантних врста могу најпоузданије одредити на основу толеранције врста на повећање концентрације хлорида, фосфора, суспендованих честица и електропроводљивости, док промене у температури и концентрацији раствореног кисеоника могу индикувати финије разлике, и омогућити издвајање оних врста са интермедијарним степеном толеранције.

Антропогени утицај је посебно уочљив на локалитетима који припадају групи Y, где вредности хемијских параметара индикују присуство органског оптерећења (Табела 7.). Упркос чињеници да је слив реке Велике Мораве у мањем степену деградиран него што је то случај са другим речним сливовима у Европи, због пада идустијског развоја током 1990-тих, главни токови река Велике, Јужне и Западне Мораве су и даље под значајним утицајем урбаних и пољопривредних активности. Ова чињеница је у складу са представљеним вредностима срединских параметара (Табела 7.). Ниска концентрација кисеоника, повећање температуре воде, електропроводљивости и минералног садржаја, последица је антропогених активности (Pinto et al., 2009), које су детектоване на великом броју локалитета из кластера Y. Врсте које су издвојене као индикатори који представљају ову групу локалитета већином су класификоване као еуритопи и толерантне на промене у квалитету станишта.

Резултати ове студије су показали да просторна дистрибуција заједнице риба боље одговара *a posteriori* класификацији, добијеној на основу биолошких података, него *a priori* подели на основу срединских променљивих. Па ипак, на основу резултата јасно се може уочити да су средински фактори као што су надморска висина и доминантни супстрат, на основу којих је, између осталог, *a priori* класификација и заснована, веома значајни у структурирању заједница (видети вредности ета квадрата, Табела 7.). Ови резултати су сагласни резултатима May & Brown (2002) који посебно истичу надморску висину а затим и доминантни супстрат као најзначајније факторе који описују везу између срединских параметара и заједнице. Такође, према студији Walters et al. (2003), сматра се

да геоморфолошки параметри, а посебно нагиб терена и доминантни супстрат, на најбољи начин одређују структуру рибљих заједница на сливном подручју Пиједмонта. У вези са тим, резултати ове студије су слични и закључцима Walters et al. (2003), с обзиром на то да је доказано да је нагиб терена позитивно корелисан са надморском висином (Lorenzoni et al., 2006). Према томе, резултати овог истраживања јасно указују на значајан утицај срединских параметара, коришћених у *a priori* класификацији, на структуру заједнице риба. Па ипак, *a posteriori* класификација се сматра најпоузданијим приступом у класификовању биолошких група, имајући у виду чињеницу да се у том случају користе биолошки подаци за генерисање група, и због тога, разумљиво, на најбољи начин могу представити промене у структури заједнице (Gordon, 1987). Шта више, *a posteriori* дефинисане групе, такође, могу указати и на друге узрочнике варијабилности у структури рибљих заједница, посебно оне изазване антропогеном активности, као што је риболовни притисак, што није случај са *a priori* класификацијоним шемама. Из тога даље произилази да класификација заснована на биолошким подацима може пружити додатне информације о квалитету станишта, које се нажалост губе применом *a priori* класификацијоних шема.

Коначно, незанемарљив степен усаглашености класификације локалитета на основу биолошке заједнице и оне на основу срединских параметара, пружа информације од посебног значаја за боље разумевање просторне организације заједница. Шта више, уколико је структура заједнице у складу са *a priori* класификацијом на основу карактеристика станишта, одабир приоритетних области за конзервацију бива олакшан, што би даље водило ка максимизацији заштите биодиверзитета.

5.4 Концепција f-BNBI и индикаторске врсте квалитета воде и станишта

Сматра се да основа правилне примене и формулисања једног мултиметричког индекса, за одређено географско подручје, лежи у чињеници да се метричке особине које се посматрају, као и систем бодовања, морају прилагодити регионалним специфичностима истраживаног подручја (Hering et al., 2006), и да не могу бити само позајмљени од неког већ постојећег индекса (Hughes et al., 1998; Angermeier et al., 2000). Због тога, велики број аутора истиче значај формирања специфичних модела, за свако проучавано географско подручје, како би се на тај начин обезбедила најреалнија слика стања водених екосистема (Hughes et al., 1998; Angermeier et al., 2000, Angermeier & Davideanu 2004, Aparicio et al., 2011). Идеја о стварању универзалног модела за процену стања текућих вода Европе, EFI индекс (FAME Consortium 2004), у појединим случајевима се показала као недовољно поуздана (Ferreira et al., 2007; Venejam et al., 2008). Упркос покушају да се недостаци EFI индекса превазиђу формулацијом новог EFI+ индекса (FAME Consortium 2009), неколицина аутора и даље трага за више поузданим приступом у процени еколошког стања лотичких система у њиховим регионима, што се пре свега односи на земље Медитерана (Aparicio et al., 2011). Приликом концепције BNBI-a, Simić & Simić (1999), такође наглашавају немогућност формирања универзалног биотичког индекса који би приказивао реално стање акватичних екосистема у различитим географским подручјима. Ова констатација упућује на потребу да се у наредном периоду изврше компаративне анализе универзалних и регион специфичних индекса за процену еколошког статуса текућих вода у Србији јер се сматра да би се могле јавити потешкоће уколико би се као стандардна метода присвојио неки већ постојећи индекс за процену еколошког статуса текућих вода.

Методологија примењена приликом конципирања f-BNBI индекса се разликује од других индекса заснованих на заједници риба. Упркос препорукама WFD и новијег EFI+, који разликује два типа река (салмонидне и ципринидне реке), тип-специфичан приступ није коришћен у овој студији, па су изабране метричке особине исте за горње и за доње токове река слично као у студијама Pont et al. (2006; 2007) и Aparicio et al. (2011). Сматра се да иако тип-специфични приступ може да побољша осетљивост индекса због постојања

природне варијабилности дуж лонгитудиналног градијента река (Vannote et al., 1980; Lasne et al., 2007), тиме се намећу вештачке границе. Такође, Aparicio et al., (2011) истичу да би се корисност оваквог приступа смањила када се ради о малим рекама и потоцима, као што је већина проучаваних у овом истраживању. Следећа разлика у односу на остале индексе је што f-BNBI није експлицитно заснован на постојању референтних локалитета као стандарда. Скоро сви индекси засновани на заједници риба, дефинисани до сада, базирају се на постојању референтних односно ненарушених локалитета (Karr 1981; Karr et al., 1986; Belpaire et al., 2000; Angermeier & Davideanu, 2004; Breine et al., 2004; FAME Consortium, 2004; Pont et al., 2006; Benezam et al., 2008). Међутим, основни проблем приликом оваквог приступа јесте што је у већини земаља немогуће пронаћи локалитете са ненарушеном, природном фауном риба. Према досадашњим сазнањима, једини модел конципиран тако да не захтева претходно дефинисање референтних локалитета су предложили Aparicio et al. (2011).

f-BNBI-a је формулисан по угледу на већ постојећи BNBI, специјализован за подручје Балкана (Stojković et al., 2014). С обзиром на чињеницу да је поузданост овог индекса потврђена, BNBI је већ укључен у официјалне методе процене еколошког статуса у Србији (Anonimus, 2011). Због тога, избор методологије новоформулисаног f-BNBI индекса је у потпуности оправдан. Наиме, концепција и начин примене f-BNBI индекса, заснованог на заједници риба, веома су слични BNBI-у (Simić & Simić 1999), али уз одређене модификације. Наиме, главна разлика се састоји у томе што се BNBI базира на претпоставци да диверзитет врста опада са погоршањем квалитета станишта, што није случај у овој студији, те приликом концепције f-BNBI, индекси диверзитета нису узети у обзир током испитивања потенцијалних метричких особина. Упркос чињеници да је диверзитет бентосних макроинвертебрата веома добар показатељ промена средине, то није случај када се ради о заједници риба где се услед велике мобилности јединки промена диверзитета теже уочава и постаје јасна тек под екстремним уловима нарушења станишта (Rapport, 1998; Wichert & Rapport, 1998). Са друге стране, метричке особине засноване на еколошким преференцијама, као карактеристике заједнице које се мењају на предвидив начин са порастом интензитета антропогеног утицаја, сматрају се веома погодним за примену у склопу великог броја биотичких индекса заснованих на заједници риба (Karr

1981; Karr et al., 1986; Belpaire et al., 2000; Angermeier & Davideanu, 2004; Breine et al., 2004; Pont et al., 2006; Bénéjam et al., 2008).

У овој студији, скоро све испитиване метричке особине показују јасан градијент на СОМ мрежи, изузев кластера А и В (Слика 13.). Ови кластери се карактеришу присуством салмонида и пратећих врста и, према резултатима ове студије, могу се разликовати једино помоћу четири метричке особине и то: %INT, %INS, %SMAG и %OMN (Табела 9; Слика 13.). Велика доминација врсте *S. trutta* у кластеру А и В је типична и очекивана за хладне и добро аерисане воде са ниском концентрацијом минералних материја (Jackson et al., 2001), указујући на висок квалитет воде. Врло добро је познато да развој поточне пастрмке умногоме зависи од специфичних физичких карактеристика станишта. Такође, степен репродуктивног успеха ове врсте је директно везан за постојање погодног супстрата за мрест, па се због тога сматра веома осетљивом на сваку врсту морфолошког нарушења станишта (Schiemer & Waidbacher, 1992; Cowx, 2000). У вези са тим, упркос великој доминантности поточне пастрмке у кластеру В и још увек високом квалитету воде, основна разлика између кластера А и В јесте мањи проценат врста са више старосних група у групи В, што се пре свега односи на поточну пастрмку, због повећаног степена деградације речног корита (Слика 11, 13.). Такође, у кластеру В уочен је благи пораст температуре и нижа концентрација раствореног кисеоника, што омогућава коегзистенцију поточне пастрмке (још увек значајно присутна али са мањим бројем старосних група) и реофилних ципринида као што су *A. bipunctatus*, *B. balcanicus* и *S. cephalus* заједно са врстом *B. barbatula* (Lasne et al., 2007; Stojkovic et al., 2013). Због тога, присуство клена и бркице је највероватније довело до смањења процентуалне заступљеност инсективора у кластеру В (Слика 13.). Важно је нагласити да је бркица мање осетљива на загађење и морфолошку деградацију станишта од других реофила (Siligato & Böhmer, 2002; Kruk, 2007a). Међутим, Maceda-Veiga & De Sostoa (2011) сматрају да је бркица нетолерантна на смањење квалитета воде, али средње толерантна на физичко нарушење станишта, што је у складу са резултатима ове студије. Генерално, *B. barbatula* се сматра врстом која је адаптирана да живи у каналисаним и измењеним деловима тока (Fischer, 2000), не подности добро јаче загађење воде (Clark & Eraser, 1983). Због тога, њена висока

учесталост појављивања у кластеру В (посебно у групама III и IV) је у складу са благим променама станишта (Слика 11.).

Средње вредности хемијских параметара квалитета воде у кластеру С указују на присуство органског загађења (Табела 10, Слика 11.). Такође, умерено каналисање водотокова и средњи степен коришћености земљишта су забележени у овом кластеру. У вези са тим, правац којим се вредности метричких особина мењају у зависности од интензитета антропогеног фактора је у потпуности очекиван (Табела 9, Слика 13.). Тако на пример, како се услови станишта погоршавају, %OMN расте у корист %INS, јер омниворне врсте имају могућност адаптације њиховог трофичког режима у случају поремећаја у речним ланцима исхране (Karr, 1981, Pont et al., 2006). Такође, вредности %LIT и %RHE су значајно смањене у овом кластеру, што се може објаснити чињеницом да густина литофилних врста опада са повећањем степена деградације станишта као што је, на пример, каналисање водотокова (Brookes et al., 1996) док је пад бројности реофилних врста у складу са губитном одговарајућег типа хабитата (Karr, 1981; Oberdorff et al., 2002). Неке од врста, које су дефинисане као индикатори овог кластера (Табела 8.), су врло добро познати индикатори погоршања квалитета воде и бивају прве доминантне у нарушеним водотоковима (Kruk, 2007a). На пример, врста *A. alburnus* се сматра толерантном на деградацију станишта, посебно на нарушење морфолошких карактеристика корита (Maceda-Veiga & De Sostoa, 2011). Врста *G. gobio* која се такође показала репрезентативна за овај кластер, не подноси јако загађење али са друге стране може бити доминантна у умерено каналисаним деловима речних корита (Kruk, 2007a). Коначно, иако се *A. alburnus* сматра толерантнијом врстом на погоршање квалитета воде и станишта него што је то случај са *G. gobio*, Kruk (2007a; b) обе ове врсте убраја у индикаторе умерено деградираних водотокова. Широка дистрибуција врсте *S. cephalus* на СОМ мрежи, а самим тим и присуство у многим кластерима, указује на њену еуривалентност у погледу већине срединских фактора. Упркос томе, ова врста се такође налази на листи индикатора умерене класе квалитета. Наиме, ова врста се у литератури наводи као врста опортуниста која је веома честа у најразличитијим стаништима (Oberdorff et al., 2002; Takacs et al., 2008; Maceda-Veiga & De Sostoa, 2011). Па ипак, према резултатима истраживања Belpaire et al. (2000) и Segurado et al. (2011), *S. cephalus* се показао средње толерантним на промене у

квалитету воде и станишта, што је у потпуности сагласно резултатима ове студије. Имајући у виду наведене закључке, умерено загађење воде и нарушење станишта на локалитетима овог кластера дозвољава често присуство клена. Међутим, у поређењу са претходним кластером, ова врста је у кластеру С присутна са мањим бројем узрасних класа, што се објашњава чињеницом да су локалитети ове групе изложени већем степену модификације речног корита. Коначно, осетљивост врсте *B. balcanicus* је прилично нејасна услед њеног присуства на скоро свим локалитетима (Слика 12.). Наиме, врста *B. balcanicus* је ендемит Балканског полуострва (Kotlik et al., 2002) и, због тога, количина података о њеним еколошким захтевима је недовољна за поуздану процену осетљивости на промене у животној средини.

Кластер D представља локалитете са лошим еколошким статусом, окарактерисане високим садржајем минералних материја а ниском концентрацијом кисеоника, потпуним каналисањем речног корита и високим степеном искоришћености земљишта (Табела 10, Слика 11.). Све ове карактеристике срединских параметара воде ка највишим односно најнижим вредностима испитиваних метричких особина, у зависности од очекиваног одговора на промене на станишту. То се посебно односи на метрички особину %INT, јер нетолерантне врсте, осетљиве на погоршање квалитета воде и станишта, готово да су ишчезле у овом кластеру (Table 4; Fig. 4b) (Pont et al., 2006). Индикатори ове групе су највећим делом представљени врстама које су еуритопи: *C. gibelio*, *P. fluviatilis*, *R. rutilus* и *S. glanis*. Велика доминантност еуритопа се сматра индикацијом значајног нарушења квалитета воде и станишта (Pont et al., 2006; Lenhardt et al., 2009). Имајући у виду значај кисеоника, као лимитирајућег фактора, заступљеност реофилних врста у овом кластеру се нагло смањује јер су вредности концентрације раствореног кисеоника знатно мање од критичне (<7 mg/l) (Kruk, 2007b). На присуство реофилних врста се највише одражава негативни утицај ниских концентрација кисеоника због њихове специјализације за тачно одређене услове станишта што укључује и захтеве према количини раствореног кисеоника (Holčík et al., 1989; Mann, 1996). Са друге стране, у великом броју ранијих студија, дошло се до закључка да врсте генералисти, као што су *R. rutilus* и *P. fluviatilis*, доминирају у деградираним условима па се често сматрају индикаторима нарушених станишта и тешког загађења воде (Pygott et al., 1990; Penczak & Koszalinska, 1993; Kruk, 2006; Kruk, 2007a;

Kruk et al., 2007; Kruk, 2007b). Прецизније, доказано је да бодорка не само да може преживети, већ се и њена продукција повећава у тешко загађеним водама (Verneaux, 1981; Clark & Eraser, 1983). Такође, каналисањем водотокова стварају се погодни услови за доминацију греча (Wolter & Vilcinskas, 1997; Penczak & Kruk, 2005). Веома је важно истаћи да се у овом кластеру као индикаторска врста издвојила и бабушка, као једна од најтолерантнијих врста на деградацију квалитета воде и станишта (Belpaire et al., 2000; Angermeier & Davideanu, 2004). Са друге стране, врста *V. vimba* се нашла међу индикаторима ове групе, а према FAME Consortium (2004) је дефинисана као нетолерантна на деградацију станишта. Међутим, недавно су истраживачи из суседних земаља категоризовали ову врсту као толерантну (Angermeier & Davideanu, 2004; Telcean & Cupsa, 2012), што је потврђено резултатима ове студије. Па ипак, постоји потреба за даљим, детаљнијим истраживањима која би била фокусирана на процену осетљивости појединих врста у Србији чији одговор на антропогено нарушење одступа од очекиваног.

Коначно, у Табели 10. приказани су параметри квалитета воде и за пету класу квалитета (група Е). Локалитети из ове групе нису увршћени у СОМ анализу, јер због веома тешког загађења воде и нарушења станишта ниједна јединка риба није изловљена током истраживаног периода (Chapman, 1996). Наиме, концентрација раствореног кисеоника сматра се од круцијалне важности за опстанак популација великог броја врста (Slavík & Bartoš, 2001; Fladung et al., 2003; Kruk, 2007b). У овој групи не само да је забележена најнижа концентрација раствореног кисеоника већ и вредности осталих параметрара указују на присуство веома јаког органског загађења те група Е одговара IV класи квалитета у VNBИ индексу. У овако јако деградираним локалитетима риба нема, али је абунданца оксифобних пелореофилних и пелофилних Oligochaeta и Chironomidae или Diptera које удишу атмосферски кисеоник веома висока (Simić & Simić, 1999).

Биотички индекси засновани на заједници риба су од есенцијалног значаја за менаџмент и конзервациону политику акватичких екосистема (Belpaire et al., 2000). Стога, значај резултата ове студије се огледа у томе да је f-VNBИ први покушај прилагођавања ИБИ-а регионалним специфичностима текућих вода Србије. Применом f-VNBИ-а омогућила би се прецизна процена еколошког статуса лотичких система Србије и идентификација приоритетних подручја за заштиту или рестаурацију.

6. Закључак

На основу резултата спроведеног истраживања могу се извести следећи закључци:

- На подручју Србије јужно од Дунава, испитивањем ихтиофауне на 61-ој реци, са сливова Велике Мораве (са подсливовима Јужне и Западне Мораве), Дрине, Пчиње и Драговиштице, забележено је присуство 43 врсте риба, што представља нешто мање од половине укупног диверзитета ихтиофауне у Србији. Од укупног броја детектованих врста, установљено је присуство 6 интродукованих врста и то: *O. mykiss*, *C. gibelio*, *A. nebulosus*, *L. gibbosus*, *N. fluviatilis* и *P. parva*. Резултати ове студије такође потврђују инвазивно ширење ареала распрострањења алохтоне врсте *N. fluviatilis* у Србији, чије је присуство до скора било ограничено само на реку Дунав.
- Значај риба, као биолошких индикатора квалитета површинских водотокова, наглашен је у великом броју досадашњих студија. Због тога, према Оквирној Директиви о Водама, ихтиофауна се сматра неизоставном групом хидробионата у процени еколошког статуса копнених вода. Па ипак, коришћење ихтиофауне у методама био процене у Србији, до сада се искључиво заснивало на примени сапробиолошких метода. С обзиром на то да Fame Consortium не препоручује примену већ постојећих Европских индекса за рибе (EFI и EFI+) на текуће воде Балкана, конципирање регион-специфичног биотичког индекса доприноси имплементацији риба у методе био процене еколошког статуса текућих вода Србије.
- Применом методе самоорганизујућих мапа (COM) омогућена је ефикасна класификација локалитета на основу заједнице риба као и визуализација просторне дистрибуције свих испитиваних врста. Иста метода је у овом раду коришћена и за

класификацију типова речних станишта, што је први корак у конципирању индекса за процену квалитета и еколошког статуса текућих вода. Анализа повезаности заједнице и вредности срединских параметара, као и промена вредности метричких особина у зависности од степена антропогеног утицаја, омогућена је захваљујући могућности СОМ-а да истовремено визуализује активне и пасивно увежене променљиве. Имајућу у виду количину информација које пружа, као и прегледност презентованих резултата, закључује се да је ова мултиваријантна веома погодна за моделовање података у различитим аспектима истраживања акватичних организама, посебно када се ради великим скуповима података.

- Имајући у виду да у Србији, према доступној литератури, до сада није приказан реалан образац просторног варирања заједнице у оквиру целокупног сливног подручја, у овом раду разматрана је лонгитудинална динамика заједнице риба на сливном подручју Велике Мораве. На основу презентованих резултата, утврђено је постојање лонгитудиналне зонације рибљих заједница на сливу реке Велике Мораве. Применом СОМ методе дефинисана су три типа рибљих заједница и то: заједница доњих токова или равничарских река, заједница средњих токова и заједница горњих токова или високопланинских потока. Структура ихтиоценоза је под снажним утицајем срединских параметара, од којих се посебно истиче значај надморске висине и доминантног супстрата.
- Такође, испитивана је и усаглашеност *a priori* класификације станишта помоћу срединских варијабли са класификацијом станишта базираном на ихтиофауни као биотичкој компоненти, како би се утврдила могућност коришћења класификационих шема на основу срединских параметара као потенцијалних сурогата за управљање биодиверзитетом и процену антропогено изазваних промена у речним екосистемима. Просторна дистрибуција заједнице риба боље одговара *a posteriori* класификацији, добијеној на основу биолошких података, него *a priori* подели на основу срединских параметара. Међутим, важно је нагласити да су се параметри на којима се *a priori* класификација заснива показали веома важним у структурирању заједница. На основу резултата поређења степена усаглашености *a priori* и *a posteriori* класификације, може се закључити да класификација заснована

на биолошким подацима пружа додатне информације о квалитету станишта, које се губе применом *a priori* класификацијоних шема. Ипак, незанемарљив степен усаглашености класификације локалитета на основу *a priori* и *a posteriori* метода, има посебан значај са аспекта конзервације јер олакшава одабир области које су приоритетне за заштиту и очување биодиверзитета.

- Поред природне варијабилности, структура ихтиоценоза дуж лонгитудиналног градијента је и под великим антропогеним утицајем. Управо је то разлог због кога се изван број локалитета, класификованих у кластере X1, X2 и Y, не поклапа са *a priori* дефинисаним типовима водотокова. Антропогени утицај је посебно уочљив на локалитетима који припадају групи Y, где вредности хемијских параметара квалитета воде индикују присуство органског оптерећења.
- Концепција и начин примене новоформулисаног f-BNBI индекса, заснованог на заједници риба, веома су слични BNBI-у који разматра елементе структуре заједнице и индикаторске врсте макроинвертебрата, са посебним прилагођеностима за подручје Балкана. Матрица f-BNBI-а ипак садржи извесне модификације које се углавном односе на испитивање одговора изабраних метричких особина на стрес изазван антропогеном активношћу, уместо индекса диверзитета.
- Приликом формулације индекса дефинисано је 8 типова река на основу вредности абиотичких (надморска висина, температура, дубина и ширина корита) и биотичких компонената (заједница риба, где је абунданца одређене популације представљена преко биомасе риба). У издвојеним групама текућица извршена је анализа доминантности и константности врста, као и просечан број старосних група за сваку врсту. У следећем кораку, даљом статистичком анализом, издвојене групе су сврстане у 4 класе квалитета воде и станишта, према сличности у погледу интензитета антропогеног утицаја. Мимо свих статистичких анализа издвојена је и 5. класа квалитета коју карактерише одсуство риба услед веома јаког загађења. Свака од 5 дефинисаних класа квалитета описана је сетом индикаторских врста, одређених на основу доминантности и константности, и специфичним опсегом варирања одабраних метричких особина.

- Од укупно 11 тестираних метричких особина, 9 је показало правилност промене у зависности од интензитета антропогеног утицаја. За коначну презентацију индекса у обзир је узето три и то: процентуална заступљеност нетолерантних индивидуа (%INT), процентуална заступљеност инсективорних индивидуа (%INS) и проценат врста са више старосних група (%SMAG).
- У поступку дефинисања индикаторских врста за сваку класу квалитета, издвојено је укупно 14 врста риба. Као индикатор вода са високим еколошким статусом издвојена је само једна врста, поточна пастрмка; текућице са добрим еколошким статусом индикују се присуством пет индикаторских врста; као показатељи умереног и лошег еколошког статуса издвајило се шест индикаторских врста, док је веома лош статус окарактерисан одсуством риба. С обзиром чињеницу да су се одређене врсте показале као индикатори у две суседне класе квалитета, посламтрањем старосне структуре популације омогућено је дефинисање јасних разлика између класа. Том приликом дошло се до закључка да је неопходно спровести даља истраживања која би тестирала и утврдила регион-специфичне вредности толеранције неких врста, као што су *B. balcanicus*, *S. cephalus*, *V. vimba*, како би се унапредила поузданост f-BNBI индекса у процени еколошког статуса.
- У презентованом облику, примена f-BNBI-а у биомониторингу и процени еколошког статуса текућих вода је ограничена на потоке и реке мале и средње величине на подручју Србије. Доступност комплексније и шире база података у будућности би допринела његовом адаптирању за примену у великим рекама као што је Дунав.
- Методологија примењена при концепцији f-BNBI је модификована и разликује се од других, до сада познатих, индекса за процену еколошког статуса копнених вода заснованих на заједници риба. Наиме, овај индекс приликом процене квалитета лотичких система разматра не само одговор изабраних метричких особина заједнице на деградацију станишта, већ и биоиндикаторске способности рибљих врста. Коначно, како би се обезбедила поуздана процена еколошких стања, BNBI и f-BNBI би се требали примењивати истовремено.

7. Референце

- Angermeier PL, Davideanu G (2004). Using Fish Communities to Assess Streams in Romania: Initial Development of an Index of Biotic Integrity*. *Hydrobiologia*, 511: 65-78.
- Angermeier PL, Schlosser IJ (1989). Species-area relationship for stream fishes. *Ecology*, 70: 1450-1462.
- Angermeier PL, Schlosser IJ (1995). Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations. *American Fisheries Society Symposium*, 17: 402–414.
- Angermeier PL, Smogor RA, Stauffer JR (2000). Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 962-981.
- Angermeier PL, Winston MR (1998). Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology*, 79: 911-927.
- Angermeier PL, Winston MR (1999). Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications*, 9: 335-349.
- Anonimus (2011). Pravilnik o parametrima ekoloskog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda. *Sl. Glasnik RS, br. 74/2011*.
- Aparicio E, Carmona-Catot G, Moyle PB, García-Berthou E (2011). Development and evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 324-337.
- Backiel T, Penczak T (1989). The fish and fisheries in the Vistula River and its tributary, the Pilica River. In: Dodge D (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Toronto, Canada, pp. 488-503.
- Bailey RG (1980). *Description of the ecoregions of the United States*, US Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, UT.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder B, Stribling J (2002). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic, macroinvertebrates and fish*, United States, Environmental Protection Agency, Washington.

- Belliard J, Dittmann RB, Monnier D (1999). Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal streams. *Hydrobiologia*, 400: 155-166.
- Belpaire C, Smolders R, Auweele IV, Ercken D, Breine J, Van Thuyne G, Ollevier F (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia*, 434: 17-33.
- Benejam L, Aparicio E, Vargas M, Vila-Gispert A, García-Berthou E (2008). Assessing fish metrics and biotic indices in a Mediterranean stream: effects of uncertain native status of fish. *Hydrobiologia*, 603: 197-210.
- Benejam Vidal L (2008). Fish as ecological indicators in Mediterranean freshwater ecosystems, Universitat de Girona, Girona.
- Breine J, Simoens I, Goethals P, Quataert P, Ercken D, Van Liefferinghe C, Belpaire C (2004). A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 522: 133-148.
- Brookes A, Knight SS, Shields Jr FD (1996). Habitat enhancement. In: Brookes A, Shields D (eds.). *River Channel Restoration—Guiding Principles for Sustainable Projects*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 76-101.
- Brown LR (2000). Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 251-269.
- Budakov L, Maletin S (1982). Tempo porasta riba kao parametar kvaliteta vode. *Zaštita voda*, pp. 221-224.
- Budakov L, Maletin S, Kostić D, Kilibarda P (1988). Ihtiofauna Jegričke kao saprobiološki indikator. *Vodoprivreda*, 16: 314-316.
- Cakic P, Lenhardt M, Kolarevic J, Mickovic B, Hegedis A (2004). Distribution of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in Serbia and Montenegro. *Journal of Fish Biology*, 65: 1431-1434.
- Casselmann JM, Penczak T, Carl L, Mann RH, Holcik J, Woitowich WA (1990). An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Polskie Archiwum Hydrobiologii (Pol. Arch. Hydrobiol)*, 37: 521-551.
- Cassie RM (1954). Some uses of probability paper in the analysis of size frequency distributions. *Marine and Freshwater Research*, 5: 513-522.

- Céréghino R, Park Y-S (2009). Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: commentary. *Environmental Modelling & Software*, 24: 945-947.
- Chapin FS, Sala OE, Huber-Sannwald E (2001). Global biodiversity in a changing environment: scenarios for the 21st century, Springer, New York.
- Chapman DV (1996). Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, Chapman & Hall, London.
- Chon T-S (2011). Self-organizing maps applied to ecological sciences. *Ecological Informatics*, 6: 50-61.
- Chon T-S, Park Y-S, Park JH (2000). Determining temporal pattern of community dynamics by using unsupervised learning algorithms. *Ecological modelling*, 132: 151-166.
- Chon T-S, Park YS, Moon KH, Cha EY (1996). Patternizing communities by using an artificial neural network. *Ecological modelling*, 90: 69-78.
- Clark E, Eraser J (1983). The survival and growth of six species of freshwater fish, in tapwater and diluted and undiluted effluent from sewage percolating filters. *Journal of Fish Biology*, 22: 431-445.
- Cohen J (1988). Statistical power analysis for the behavioral sciences, Hillsdale, Erlbaum.
- Cowx IG (2000). Management and ecology of river fisheries, Blackwell Science, London.
- Cvijanović G, Lenhardt MB, Hegediš AE (2005). The first record of black bullhead *Ameiurus melas* (Pisces, Ictaluridae) in Serbian waters. *Archives of Biological Sciences*, 57: 307-308.
- Djikanović V, Marković G, Škorić S (2013). New records of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in the Danube River Basin (Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 65: 1469-1472.
- Dufrêne M, Legendre P (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67: 345-366.
- Duplić A (2008). Slatkovodne ribe. Priručnik za inventarizaciju i praćenje stanja, Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb.
- Efi+ Consortium (2009). Manual for the application of the new European Fish Index – Efi+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. Available at <http://efi-plus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf>.

- Erős T (2007). Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology*, 52: 1400-1415.
- Erős T, Grossman G (2005). Effects of within-patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 256-266.
- Fame Consortium (2004). Manual for the application of the European Fish Index–EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1. Available at http://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf
- Fausch KD, Nakano S, Ishigaki K (1994). Distribution of two congeneric charrs in streams of Hokkaido Island, Japan: considering multiple factors across scales. *Oecologia*, 100: 1-12.
- Ferreira T, Oliveira J, Caiola N, De Sostoa A, Casals F, Cortes R, Economou A, Zogaris S, Garcia-Jalon D, Ilhéu M (2007). Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 473-481.
- Fischer P (2000). Test of competitive interactions for space between two benthic fish species, burbot *Lota lota*, and stone loach *Barbatula barbatula*. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 439-446.
- Fladung E, Scholten M, Thiel R (2003). Modelling the habitat preferences of preadult and adult fishes on the shoreline of the large, lowland Elbe River. *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 303-314.
- Ganasan V, Hughes RM (1998). Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367-383.
- Gatz AJ, Harig AL (1993). Decline in the index of biotic integrity of Delaware Run, Ohio, over 50 years. *Ohio Journal of Science*, 93: 95-100.
- Gavrilovic L, Dukic D (2002). Reke Srbije, Zavod za udzbenike i nastavna sredstva, Beograd.
- Głowacki Ł, Penczak T (2005). Species richness estimators applied to fish in a small tropical river sampled by conventional methods and rotenone. *Aquatic Living Resources*, 18: 159-168.

- Gordon AD (1987). A review of hierarchical classification. *Journal of the Royal Statistical Society*, 150: 119-137.
- Grabarkiewicz JD, Davis WS (2008). An introduction to freshwater fishes as biological indicators, US Environmental Protection Agency, Office of Environmental, United States.
- Grossman G, Freeman MC (1987). Microhabitat use in a stream fish assemblage. *Journal of Zoology*, 212: 151-176.
- Grossman GD, Dowd JF, Crawford M (1990). Assemblage stability in stream fishes: a review. *Environmental management*, 14: 661-671.
- Grossman GD, Ratajczak J, Robert E, Crawford M, Freeman MC (1998). Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological monographs*, 68: 395-420.
- Hawkes H (1975). River zonation and classification. In: Whitton BA (ed.). *River ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 312-374.
- Hawkins CP, Kershner JL, Bisson PA, Bryant MD, Decker LM, Gregory SV, McCullough DA, Overton C, Reeves GH, Steedman RJ (1993). A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries*, 18: 3-12.
- Hawkins CP, Norris RH (2000). Performance of different landscape classifications for aquatic bioassessments: introduction to the series. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 367-369.
- Hawkins CP, Norris RH, Gerritsen J, Hughes RM, Jackson SK, Johnson RK, Stevenson RJ (2000). Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 541-556.
- He X, Kitchell JF (1990). Direct and indirect effects of predation on a fish community: a whole-lake experiment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119: 825-835.
- Heino J, Mykrä H (2006). Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation*, 129: 418-426.
- Hering D, Feld CK, Moog O, Ofenböck T (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the

- European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-324.
- Hillebrand H (2004). On the generality of the latitudinal diversity gradient. *The American Naturalist*, 163: 192-211.
- Hoefs NJ, Boyle TP (1992). Contribution of fish community metrics to the index of biotic integrity in two Ozark rivers. In: Mckenzie DH, Hyatt DE, Mcdonal VJ (eds.). Ecological indicators. Elsevier, London, pp. 283-303.
- Holčík J, Bănărescu P, Evans D (1989). General introduction to fishes. In: Holčík J (ed.). The freshwater fishes of Europe. Aula Verlag GmbH, Wiesbaden, pp. 18-147.
- Huet M (1959). Profiles and biology of western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society*, 88: 155-163.
- Hughes RM, Gammon JR (1987). Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116: 196-209.
- Hughes RM, Kaufmann PR, Herlihy AT, Kincaid TM, Reynolds L, Larsen DP (1998). A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1618-1631.
- Hugueny B, Camara S, Samoura B, Magassouba M (1996). Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia*, 331: 71-78.
- Hugueny B, Persat H, Bagliniere J, Boet P, Carrel G, Olivier J, Paugy D, Pont D, Traore K (1995). Long-term variability in riverine fish assemblages: Results from French and West African rivers. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 337: 93-99.
- Illies J, Botosaneanu L (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 12: 1-57.
- Ilmonen J, Paasivirta L, Virtanen R, Muotka T (2009). Regional and local drivers of macroinvertebrate assemblages in boreal springs. *Journal of Biogeography*, 36: 822-834.
- Ivanc A, Etinski M, Maletin S, Đukić N, Miljanović B, Pujin V (1997). Grgeč kao test organizam u proceni kvaliteta vode. Zaštita voda '97", Zbornik radova, Sombor, pp. 253-257.

- Jackson DA, Peres-Neto PR, Olden JD (2001). What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170.
- Jain AK, Dubes RC (1988). Algorithms for clustering data, Prentice-Hall, Inc.
- Jankovic D, Cakic P (1982). Prilog poznavanju ihtiofaune reke Moravice. *Biosistematika*, 8: 159–165.
- Janković D, Krpo-Ćetković J (1995). Diverzitet slatkovodnih riba (Osteichthyes) i kolousta (Cephalaspidomorpha) Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. In: Stevanović V, Vasić V (eds.). Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Biološki fakultet i Ecolibri, Beograd, pp. 425-445.
- Joy M, Death R (2005). Modelling of freshwater fish and macro-crustacean assemblages for biological assessment in New Zealand. In: Lek S, Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (ed.). Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems. Springer, Berlin, pp. 76-89.
- Karr JR (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ (1986). Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication*, 5.
- Kohonen T (1982). Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological cybernetics*, 43: 59-69.
- Kohonen T (2001). Self-organizing maps, Springer, Berlin.
- Kostić D, Jurišić A, Popović E, Miljanović B (2000). Ihtiofauna Specijalnog Rezervata Prirode Zasavica kao saprobiološki indikator. 29. konferencija o aktuelnim problemima zaštite voda, Mataruška banja, pp. 169-174.
- Kotlik P, Tsigenopoulos CS, Rab P, Berrebi P (2002). Two new *Barbus* species from the Danube River basin, with redescription of *B. petenyi* (Teleostei: Cyprinidae). *Folia Zoologica Praha*, 51: 227-240.
- Kottelat M (1998). Systematics, species concepts and the conservation of freshwater fish diversity in Europe. *Italian Journal of Zoology*, 65: 65-72.
- Kruk A (2006). Self-organizing maps in revealing variation in non-obligatory riverine fish in long-term data. *Hydrobiologia*, 553: 43-57.

- Kruk A (2007a). Long-term changes in fish assemblages of the Widawka and Grabia Rivers (Poland): pattern recognition with a Kohonen artificial neural network. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 43: 253–269.
- Kruk A (2007b). Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. *Journal of Applied Ichthyology*, 23: 9-18.
- Kruk A, Lek S, Park Y-S, Penczak T (2007). Fish assemblages in the large lowland Narew River system (Poland): application of the self-organizing map algorithm. *Ecological modelling*, 203: 45-61.
- Kruk A, Penczak T (2013). Natural regeneration of fish assemblages in the Pilica River after a reduction of point-source pollution. *River Research and Applications*, 29: 502–511.
- Langdon R (1989). The development of fish population-based biocriteria in Vermont. In: Simon LLH, Shepard Lj (ed.). EPA 905-9-89-003. Proceedings of the First National Workshop on Biological Criteria. U.S. Environmental Protection Agency, Region 5, Environmental Sciences Division, Chicago, Illinois, pp. 12-25.
- Lasne E, Bergerot B, Lek S, Laffaille P (2007). Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Research and Applications*, 23: 877-890.
- Lek S, Scardi M, Verdonschot PF, Descy JP, Park YS (2005). Modelling community structure in freshwater ecosystems, Springer, Berlin.
- Lenhardt M, Hegedis A, Cvijanovic G, Jaric I, Gacic Z, Mickovic B (2006). Non-native freshwater fishes in Serbia and their impacts to native fish species and ecosystems. *Geophys Res Abst*, 8: 07727.
- Lenhardt M, Markovic G, Gacic Z (2009). Decline in the Index of Biotic Integrity of the fish assemblage as a response to reservoir aging. *Water resources management*, 23: 1713-1723.
- Lenhardt M, Markovic G, Hegedis A, Maletin S, Cirkovic M, Markovic Z (2011). Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21: 407-421.
- Leonard PM, Orth DJ (1986). Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115: 401-414.

- Long JM, Walker DJ (2005). Small scale application and assessment of a Index of Biotic Integrity for a large boreal river. *Hydrobiologia*, 544: 177-187.
- Lorenzoni M, Mearelli M, Ghetti L (2006). Native and exotic fish species in the Tiber River watershed (Umbria–Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 382: 19-44.
- Lundberg JG, Kottelat M, Smith GR, Stiassny ML, Gill AC (2000). So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87: 26-62.
- Lyons J (1992). Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin, US Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station St. Paul, MN.
- Lyons J, Wang L, Simonson TD (1996). Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 241-256.
- Maceda-Veiga A, De Sostoa A (2011). Observational evidence of the sensitivity of some fish species to environmental stressors in Mediterranean rivers. *Ecological Indicators*, 11: 311-317.
- Maletin S, Đukić N, Ivanc A, Miljanović B (1994). Diverzitet ribljeg naselja kao ocena kvaliteta vode pojedinih deonica kanala hidrosistema DTD. Zbornik radova konferencije „Zaštita voda '94“, Igalo, pp. 221-226.
- Maletin S, Miljanović B, Đukić N, Šipoš Š (2001). Zajednica riba kao indikator kvaliteta vode Koviljskog rita. 30. Konferencija o aktuelnim problemima zaštite voda, Arandjelovac, pp. 237–242..
- Mann R (1996). Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia*, 323: 223-235.
- Marković T (1962). Ribolovne vode Srbije - vodič, Turistička štampa, Beograd.
- Matthews WJ (1986). Fish faunal ‘breaks’ and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes*, 17: 81-92.
- Matthews WJ (1998). Patterns in freshwater fish ecology, Chapman and Hall and Thomson Publishing, New York.

- Maxwell JR, Edwards CJ, Jensen ME, Paustian SJ, Parrott H, Hill DM (1995). A hierarchical framework of aquatic ecological units in North America (Nearctic Zone). General Technical Report NC-176. St. Paul, MN.: United States Department of Agriculture, Forest Service.
- May JT, Brown LR (2002). Fish communities of the Sacramento River Basin: implications for conservation of native fishes in the Central Valley, California. *Environmental Biology of Fishes*, 63: 373-388.
- McCune B, Mefford M (1999). PC-ORD: multivariate analysis of ecological data; Version 4 for Windows;[User's Guide], MjM software design.
- Meador MR, Carlisle DM (2007). Quantifying tolerance indicator values for common stream fish species of the United States. *Ecological Indicators*, 7: 329-338.
- Mérigoux S, Hugueny B, Ponton D, Statzner B, Vauchel P (1999). Predicting diversity of juvenile neotropical fish communities: patch dynamics versus habitat state in floodplain creeks. *Oecologia*, 118: 503-516.
- Miller DL, Hughes RM, Karr JR, Leonard PM, Moyle PB, Schrader LH, Thompson BA, Daniels RA, Fausch KD, Fitzhugh GA (1988). Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13: 12-20.
- Milošević D, Simić V, Stojković M, Čerba D, Mančev D, Petrović A, Paunović M (2013). Spatio-temporal pattern of the Chironomidae community: toward the use of non-biting midges in bioassessment programs. *Aquatic Ecology*, 47: 37-55.
- Milošević D, Simić V, Stojković M, Živić I (2012). Chironomid faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia*, 683: 69-82.
- Miranda LE, Raborn SW (2000). From zonation to connectivity: fluvial ecology paradigms of the 20th century. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 47: 5-19.
- Moyle P, Brown L, Herbold B (1986). Final report on development and preliminary tests of indices of biotic integrity for California. Final report to the US Environmental Protection Agency, Oregon.
- Nelson JS (2006). *Fishes of the World*, Wiley, New York.

- Niemela S, Feist M (2000). Index of biotic integrity (IBI) guidance for coolwater rivers and streams of the St. Croix River basin in Minnesota, Minnesota Pollution Control Agency St. Paul.
- Nilsson E, Persson A (2005). Do instream habitat variables and the abundance of brown trout *Salmo trutta* (L.) affect the distribution and growth of stone loach, *Barbatula barbatula* (L.)? *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 40-49.
- Noble R, Cowx I, Goffaux D, Kestemont P (2007). Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 381-392.
- Oberdorff T, Hughes R (1992). Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- Oberdorff T, Hugueny B, Compin A, Belkessam D (1998). Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-western France. *Journal of animal Ecology*, 67: 472-484.
- Oberdorff T, Hugueny B, Vigneron T (2001). Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos*, 93: 419-428.
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher JP (2002). Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734.
- Odum EP (1980). *Ecology*, Holt-Saunders, London.
- Olden JD, Jackson DA (2002). Illuminating the "black box": a randomization approach for understanding variable contributions in artificial neural networks. *Ecological modelling*, 154: 135-150.
- Olden JD, Joy MK, Death RG (2006). Rediscovering the species in community-wide predictive modeling. *Ecological Applications*, 16: 1449-1460.
- Omernik JM (1987). Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American geographers*, 77: 118-125.
- Overton JR (2001). Standard operating procedures. Stream fish community assessment and fish tissue, Department of environment and natural resources, North Carolina.
- Palmer MW (1993). Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, 74: 2215-2230.

- Park Y-S, Céréghino R, Compin A, Lek S (2003). Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological modelling*, 160: 265-280.
- Park Y-S, Grenouillet G, Esperance B, Lek S (2006). Stream fish assemblages and basin land cover in a river network. *Science of the total environment*, 365: 140-153.
- Park Y, Oberdorff T, Lek S (2005a). Patterning riverine fish assemblages using an unsupervised neural network. In: Lek S, Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (ed.). *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 43-53.
- Park Y, Gevrey M, Lek S, Giraudel J (2005b). Evaluation of relevant species in communities: development of structuring indices for the classification of communities using a self-organizing map. In: Lek S, Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (ed.). *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 369-380.
- Paunović M, Simić V, Simić S, Vuković D, Petrović A, Vasiljević B, Zorić K, Tomović J, Atanacković A, Marković V (2011). Biological quality elements in WFD implementation in Serbia – typology, reference conditions and ecological status class boundaries, Institute for Biological Research “Siniša Stanković”, Beograd.
- Paunović M, Tubić B, Kračun M, Marković V, Simić V, Zorić K, Atanacković A (2012). Ecoregions delineation for the territory of Serbia. *Water Research and Management*, 2: 65-74.
- Penczak T (2009). Fish assemblage compositions after implementation of the IndVal method on the Narew River system. *Ecological modelling*, 220: 419-423.
- Penczak T (2011a). Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: A quantitative long-term study. *Ecological modelling*, 222: 2103-2118.
- Penczak T (2011b). Usefulness of the SOM algorithm for estimation of species distribution and significance in comparing habitats. *Journal of Applied Ichthyology*, 27: 1371-1374.
- Penczak T, Agostinho AA, Gomes LC, Latini JD (2009). Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá River, Brazil. *River Research and Applications*, 25: 1013-1024.

- Penczak T, Głowacki Ł, Kruk A, Galicka W (2012). Implementation of a self-organizing map for investigation of impoundment impact on fish assemblages in a large, lowland river: long-term study. *Ecological modelling*, 227: 64-71.
- Penczak T, Godinho F, Agostinho AA (2002). Verification of the dualism ordering method by the canonical correspondence analysis: fish community samples. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 32: 14-20.
- Penczak T, Koszalinska M (1993). Populations of dominant fish species in the Narew River under human impacts. *Polish Archives of Hydrobiology*, 40: 59-75.
- Penczak T, Kruk A (2005). Patternizing of impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *Journal of Applied Ichthyology*, 21: 169-177.
- Penczak T, Kruk A, Grzybkowska M, Dukowska M (2006). Patterning of impoundment impact on chironomid assemblages and their environment with use of the self-organizing map (SOM). *Acta Oecologica*, 30: 312-321.
- Penczak T, Kruk A, Koszalinski H, Kostrzewa J, Marszał L, Galicka W, Gowacki L (2000). Fishes of three oxbow lakes and their parent Pilica River: 25 years later. *Polish Archives Hydrobiology*, 47: 115-130.
- Penczak T, Kruk A, Park Y, Lek S (2005). Patterning spatial variations in fish assemblage structures and diversity in the Pilica River system. In: Lek S, Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (ed.). *Modelling community structure in freshwater ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 100-113.
- Penczak T, Mann R (1990). The impact of stream order on fish populations in the Pilica drainage basin, Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii/Polish Archives of Hydrobiology*, 38: 243-261.
- Petry A, Schulz U (2006). Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 69: 272-290.
- Pianka ER (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist*, 100: 33-46.
- Pinto BCT, Araujo FG, Rodrigues VD, Hughes RM (2009). Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazil. *Freshwater Biology*, 54: 2600-2615.

- Pont D, Hugueny B, Beier U, Goffaux D, Melcher A, Noble R, Rogers C, Roset N, Schmutz S (2006). Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 43: 70-80.
- Pont D, Hugueny B, Oberdorff T (2005). Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 163-173.
- Pont D, Hugueny B, Rogers C (2007). Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 427-439.
- Power ME, Matthews WJ, Stewart AJ (1985). Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology*, 66: 1448-1456.
- Przybylski M (1994). Are the fish communities persistent and stable in European rivers? *Polskie Archiwum Hydrobiologii/Polish Archives of Hydrobiology*, 41: 365-375.
- Pygott J, O'hara K, Eaton J (1990). Fish community structure and management in navigated British canals. In: Van Densen WLT, Steinmetz B, Hughes RH (eds.). *Management of Freshwater Fisheries*. Pudoc, Wageningen, pp. 547-557.
- Rahel FJ, Hubert WA (1991). Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain–Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120: 319-332.
- Rapport DJ (1998). Biodiversity and saving the earth. *Environmental monitoring and assessment*, 49: 169-175.
- Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Minshall GW, Reice SR, Sheldon AL, Wallace JB, Wissmar RC (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 433-455.
- Rohde K (1992). Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos*, 65: 514-527.
- Ross ST (1986). Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 1986: 352-388.
- Scardi M, Cataudella S, Ciccotti E, Di Dato P, Maio G, Marconato E, Salviati S, Tancioni L, Turin P, Zanetti M (2005). Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: Lek S, Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S.

- (ed.). Modelling community structure in freshwater ecosystems. Springer, Berlin, pp. 114-129.
- Schiemer F, Waidbacher H (1992). Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon P, Calow P, Petts G (eds.). River conservation and management. John Wiley, Chichester, pp. 363-382.
- Schlösser I (1987). A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams, University of Oklahoma Press, Norman.
- Schlösser I, Angermeier P (1990). Influence of environmental variability, resource abundance, and predation of juvenile cyprinid and fishes. *Polish Archives of Hydrobiology*, 37: 267-286.
- Schlösser IJ (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
- Schmutz S, Melcher A, Frangez C, Haidvogel G, Beier U, Böhmer J, Breine J, Simoens I, Caiola N, De Sostoa A (2007). Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 441-452.
- Seaber PR, Kapinos FP, Knapp GL (1987). Hydrologic unit maps, U.S. Geological Survey, Denver, CO.
- Segurado P, Santos JM, Pont D, Melcher AH, Jalon DG, Hughes RM, Ferreira MT (2011). Estimating species tolerance to human perturbation: expert judgment versus empirical approaches. *Ecological Indicators*, 11: 1623-1635.
- Sheldon AL (1968). Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, 49: 193-198.
- Shelford VE (1911). Ecological succession. I. Stream fishes and the method of physiographic analysis. *Biological Bulletin*, 21: 9-35.
- Shuter B, Maclean J, Fry F, Regier H (1980). Stochastic simulation of temperature effects on first-year survival of smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109: 1-34.
- Siligato S, Böhmer J (2002). Evaluation of biological integrity of a small urban stream system by investigating longitudinal variability of the fish assemblage. *Chemosphere*, 47: 777-788.
- Simić V, Simić S (1999). Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia*, 416: 51-64.

- Simić V, Simić S (2006a). Srednjoročni program za unapređenje ribarstva na ribarskom području "Južna Morava 1", Asocijacija OOSR "Veternica" i OOSR "Vlasina" Leskovac (2006-2010).
- Simić V, Simić S (2006b). Srednjoročni program za unapređenje ribarstva na ribarskom području "Zapadna Morava 2-Kraljevo" ZSOR "Rasina", "Hristifor Perišić Kičo" (2006-2010).
- Simić V, Simić S (2006c). Srednjoročni program za unapređenje ribarstva na ribarskom području "Morava 2" OOSR "Magnum" Jagodina (2006-2010)
- Simić V, Simić S (2008). Program upravljanja ribarskim područjem "Srbija Jugozapad" OOSR "Hristifor Perišić Kičo" Kraljevo (2008 – 2012).
- Simon TP (1991). Development of ecoregion expectations for the index of biotic integrity (IBI) Central Corn Belt Plain, U.S. Environmental Protection Agency, Chicago, Illinois.
- Simon TP (1999). Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities, CRC Press, Boca Ration, Florida.
- Simon TP, Lyons J (1995). Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: Davis WS , Simon TP (eds.). Biological assessment and criteria—Tools for water resource planning and decision making: . Lewis Publishers, BocaRaton, Florida, pp. 245-262.
- Simonovic P, Paunović M, Popović S (2001). Morphology, Feeding, and Reproduction of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. *Journal of Great Lakes Research*, 27: 281-289.
- Simonović P (2001). Ribe Srbije, NNK International, Beograd.
- Simonović P, Marić S, Nikolić V (2006a). Occurrence of paddlefish *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) in the Serbian part of the lower River Danube. *Aquatic Invasions*, 1: 183-185.
- Simonović P, Marić S, Nikolić V (2006b). Records of Amur sleeper *Perccottus glenii* (Odontobutidae) in Serbia and its recent status. *Archives of Biological Sciences*, 58: 7-8.
- Slavík O, Bartoš L (2001). Spatial distribution and temporal variance of fish communities in the channelized and regulated Vltava River (Central Europe). *Environmental Biology of Fishes*, 61: 47-55.
- Smogor R, Angermeier P (1999). Relations between fish metrics and measures of anthropogenic disturbance in three IBI regions in Virginia. In: Simon T (ed.). Assessing the

- sustainability and biological integrity of water resources using fish assemblages. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 585-610.
- Sostoa A, Caiola N, Vinyoles D, Sánchez S, Franch C (2003). Development of a biotic integrity index (IBICAT) based on the use of fish as indicators of the environmental quality of the rivers of Catalonia, Barcelona. a. Available at <http://aca-web.gencat.cat/aca/>.
- Steedman RJ (1988). Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 492-501.
- Stojkovic M, Simic V, Milosevic D, Mancev D, Penczak T (2013). Visualization of fish community distribution patterns using the self-organizing map: A case study of the Great Morava River system (Serbia). *Ecological modelling*, 248: 20-29.
- Stojković M, Milošević D, Simić S, Simić V (2014). Using a Fish-Based Model to Assess the Ecological Status of Lotic Systems in Serbia. *Water resources management*, 28: 4615-4629.
- Šorić V (1998). Pollution of the Morava River (Danube basin, Serbia) and changes of the ichthyofauna under its influence. *Ichthyologia*, 30: 51-70.
- Takacs P, Csoma E, Eros T, Sandor NA (2008). Distribution patterns and genetic variability of three stream-dwelling fish species. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54: 289-303.
- Tancioni L, Scardi M, Cataudella S (2006). Riverine fish assemblages in temperate rivers. In: Ziglio G SM, Flaim G (ed.). *Biological monitoring of rivers: applications and perspectives*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 47-69.
- Teels BM, Mazanti LE, Rewa CA (2004). Using an IBI to assess effectiveness of mitigation measures to replace loss of a wetland-stream ecosystem. *Wetlands*, 24: 375-384.
- Tejerina-Garro FL, Maldonado M, Ibañez C, Pont D, Roset N, Oberdorff T (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 91-108.
- Telcean I, Cupsa D (2012). Principles of integrated biomonitoring in upper Tisa river and tributaries (Maramures County, North Romania). *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica*, 27: 195–206.

- Tischler W (1951). Zur Synthese biozönotischer Forschung. *Acta Biotheoretica*, 9: 135-162.
- Trautman MB (1942) Fish distribution and abundance correlated with stream gradient as a consideration in stocking programs. In: Quee EM (ed.). Transactions of the Seventh North American Wildlife Conference, Washington, DC, pp. 211-223.
- Trautman MB (1981). The fishes of Ohio: with illustrated keys, Ohio State University Press Columbus, Ohio.
- Van Sickle J (1997). Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 2: 370-388.
- Van Sickle J, Hughes RM (2000). Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 370–384.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Verneaux J (1981). Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté Besançon*, 4: 33-41.
- Verneaux J, Schmitt A, Verneaux V, Prouteau C (2003). Benthic insects and fish of the Doubs River system: typological traits and the development of a species continuum in a theoretically extrapolated watercourse. *Hydrobiologia*, 490: 63-74.
- Vesanto J, Himberg J, Alhoniemi E, Parhankangas J (2000). SOM toolbox for Matlab 5, Neural Networks Research Centre, Helsinki University of Technology, Helsinki, Finland.
- Walters D, Leigh D, Freeman M, Freeman B, Pringle C (2003). Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, USA. *Freshwater Biology*, 48: 1950-1970.
- Whitton BA (1975). River Ecology, Blackwell Scientific Publishers, Oxford, England.
- Wichert G, Rapport D (1998). Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental management*, 22: 425-443.
- Wolter C, Vilcinskas A (1997). Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 174-181.
- Wootton RJ (1990). Ecology of teleost fishes, Chapman & Hall, London.

Биографија са публикацијама кандидата

Милица Стојковић Пиперац рођена је 24.07.1983. године у Нишу где је и завршила основну и средњу школу са одличним успехом. Школске 2002/03. године, уписала је студије на Природно-математичком факултету Универзитета у Нишу, студијска група Биологија са екологијом и дипломирала 2008. године са просечном оценом 9,62 и оценом 10 на дипломском испиту.

Школске 2008/09. године уписала је докторске студије на Природно-математичком факултету у Крагујевцу, смер Хидробиологија и заштита вода и положила све испите предвиђене програмом највишом оценом.

Од 2009. до 2011. године Милица Стојковић Пиперац је била стипендиста-докторант Министарства за науку и технолошки развој. Марта 2012. године примљена је на радно место сарадника у звању асистент за област Заштита животне средине, на Департману за биологију и екологију, Природно-математичког факултета Универзитета у Нишу, где изводи практичну наставу из предмета: Методика наставе биологије (Основне академске студије БИОЛОГИЈА), Методика практичне наставе биологије у школама (Дипломске академске студије БИОЛОГИЈА), Екотоксикологија, Хидробиологија, Лимнологија, Биоиндикације и биомониторинг (Дипломске академске студије ЕКОЛОГИЈА И ЗАШТИТА ПРИРОДЕ). Од 2011. године учествује у реализацији научно-истраживачког пројекта под називом: „Биосенсинг технологије и глобални систем за континуирана истраживања и интегрисано управљање екосистемима, финансиран од стране Министарства просвете и науке Републике Србије (бр. ИИИ43002).

Резултати истраживања спроведених у оквиру ове докторске дисертације објављени су у следећим публикацијама:

1. Stojković M., Simić V., Milošević Dj., Mančev D., Penczak T. (2013). Visualization of fish community distribution patterns using the self-organizing map: A case study of the Great Morava River system (Serbia). *Ecological Modelling* 248: 20-29. (ISSN 0304-3800)
2. Stojković M., Milošević Dj., Simić S., Simić V. (2014). Using a fish-based model to assess the ecological status of lotic systems in Serbia. *Water Resources Management* 28: 4615-4629. (ISSN 0920-4741)
3. Simić V., Simić S., Stojković Piperac M., Petrović A., Milošević Dj. (2014) Commercial fish species of inland waters: A model for sustainability assessment and management. *Science of the total environment*. 497-498:642-650. (ISSN 0048-9697)
4. Stojković M., Milošević Dj., Simić V. (2011). Ichthyological integral indices, the history of development and possible application on rivers in Serbia. *Biologica nyssana*. 2:43-50.

Радови аутора објављени из области истраживања:

1. Petrović A., Milošević Dj., Paunović M., Simić S., Djordjević N., Stojković M., Simić V. (2014) New data on distribution and ecology of mayflies larvae (Insecta: Ephemeroptera) of Serbia (Central part of Balkan Peninsula). *Turkish Journal of Zoology*. DOI: 10.3906/zoo-1304-2
2. Milošević Dj., Stojković M., Čerba D., Petrović A., Paunović M., Simić V. (2014) Different aggregation approaches in the chironomid community and the threshold of acceptable information loss. *Hydrobiologia*. 727:35-50. (ISSN 0018-8158)
3. Milošević Dj., Simić V., Stojković M., Čerba D., Mančev D., Petrović A., Paunović M. (2013). Spatio-temporal pattern of the Chironomidae community: toward the use of non-biting midges in bioassessment programs. *Aquatic Ecology*. 47:37-55. (ISSN 1386-2588)
4. Milošević Dj., Simić V., Stojković M., Živić, I. (2012). Chironomid faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia*. 683:69-82 (ISSN 0018-8158)
5. Milošević Dj., Simić V., Todosijević I., Stojković M. (2011). Checklist of the family Chironomidae (Diptera) of Southern Morava River basin, Serbia. *Biologica Nyssana*. 2-123-128
6. Milošević Dj., Stojković M., Simić V. (2011). A comparative analysis of chironomid community by applying the taxonomic distinctness index. 18th International Symposium on Chironomidae. Museum of Natural History and Archaeology. Book of abstracts. Trondheim, Norway. 35-36.
7. Živić N., Miljanović B., Stojković M., Milošević Dj. (2008). Uticaj otpadnih voda grada Niša na strukturu i sastav makrozoobentosa Gabrovačke Reke. Konferencija o korišćenju i zaštiti voda. Zbornik radova, 97-102. Mataruška Banja.

БИБЛИОТЕЧКА ДОКУМЕНТАЦИЈА



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ



Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИЈА

Редни број	
Тип записа	Текстуални штампани материјал
Врста рада	Докторска дисертација
Аутор	Милица Стојковић Пиперац
Ментор	Проф. Др Владица Симић
Наслов рада	Модел за коришћење риба у систему биотичких индекса и његова улога у процени квалитета и еколошког статуса текућих вода
Језик публикације	Српски (ћирилица)
Језик извода	Српски
Земља публикавања	Србија
Година публикације	2015.
Издавач	Ауторски репринт
Место и адреса	Радоја Домановића 12 34000 Крагујевац, Србија
Научна област	Биологија
Научна дисциплина	Хидробиологија
Предметна одредница/кључне речи	Биотички индекси, заједница риба, индикаторске врсте, еколошки статус
Чува се	У библиотеци Природно-математичког факултета у Крагујевцу, Р. Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија
Важна напомена	

Извод

Познавање дистрибуције врста као и успешност предвиђања њиховог присуства, од посебног је значаја за управљање акватичним биодиверзитетом и процену интензитета антропогеног утицаја на водене екосистеме. Последњих деценија, потреба за рестаурацијом и очувањем акватичних екосистема, довела је до развоја ефикасних еколошких приступа, базираних на биолошким подацима, за процену еколошког статуса у многим земљама света. Према Европској Оквирној Директиви о Водама (WFD) фауна риба се сматра неизоставном групом акватичних организама у процени еколошког статуса текућих вода. Због тога, биотички

индекси засновани на заједници риба бивају у све чешћој примени у процени и мониторингу еколошког статуса акватичних екосистема.

Циљеви овог истраживања били су: анализа просторне динамике заједнице риба, процена значаја срединских фактора у структурирању заједнице и тестирање еколошке релевантности *a priori* класификације станишта помоћу срединских варијабли коришћењем ихтиофауне као биотичке компоненте. Коначно, као посебан циљ истиче се дефинисање врста индикатора квалитета воде и станишта, као и формулација новог приступа за процену квалитета и еколошког статуса текућих вода, коришћењем риба као биоиндикатора, који одражава регионалне специфичности Србије.

Узорци су сакупљени у периоду од 2003. до 2011. године, на 124 локалитета распоређених дуж сливова Велике Мораве и Дрине (Црноморски слив), и 7 локалитета на рекама које припадају Егејском сливу. За груписање узорака коришћена је метода Вештачких неуро мрежа, Кохонеове самоорганизујуће мапе (енг. self-organizing map (SOM)), која се, према досадашњим студијама, показала веома поузданом за примену у еколошким студијама.

За дефинисање просторне организације рибљих заједница посматрани су локалитети са сливног подручја Велике Мораве. Том приликом, SOM анализа је, на основу биомасе рибљих врста, указала на присуство две групе узорака, X и Y. Група Y се састоји од локалитета смештених на доњим токовима река, док је група X даље подељена на подгрупе X1 (средњи токови река) и X2 (горњи токови река). Резултати су показали да класификација рибљих заједница у великом степену одговара *a priori* класификацији на основу срединских променљивих. Поједина одступања последица су интензивног деловања антропогеног фактора. Класификациона снага (CS) има веће вредности када се ради о групама локалитета подељених на основу SOM анализе у односу на *a priori* дефинисане групе. Средински параметри, надморска висина и доминантни супстрат, показали су се као фактори од посебног значаја за структурирање заједнице. Такође, SOM анализа је у овом раду примењена је и са циљем груписања локалитета у карактеристичне еколошке ентитете, типове река, у зависности од типа станишта. Добијени типови река су током даље обраде података, уз помоћ k- means кластер анализе, груписани у четири групе, при чему свака група одговара одређеном еколошком стању. Индикаторске врсте су дефинисане за сваку групу на основу њихове константности и доминантности. Градијент на SOM мрежи је праћен за једанаест метричких особина. Од укуног броја посматраних метричких особина, показало се да девет показује јасан градијент на SOM мапи, док су Kruskal–Wallis ANOVA и Mann–Whitney тест указали да се само три метричке особине статистички значајно разликују између свих група.

Резултати овог истраживања приказују просторну организацију рибљих заједница што значајно може допринети њиховој имплементацији у програме био процене. На основу одабраних метричких особина и индикаторских врста, дат је модел, заснован на заједници риба, за процену еколошког статуса текућих вода Србије (fBNBI). Значај овог рада лежи у чињеници да је fBNBI први покушај прилагођавања ИБИ-а (Индекса Биотичког Интегритета) регионалноим специфичностима Србије, који би омогућио процену еколошког статуса текућих вода Србије и детекцију водотокова који захтевају заштиту и рестаурацију. Коначно, како би се постигла поуздана и свеобухватна процена еколошког стања, BNBI и fBNBI би требало примењивати истовремено.

Датум прихватања теме од стране ННВ	
Датум одбране	
Чланови комисије	Проф. др Владица Симић Проф. др Зоран Марковић Научни саветник др Мирјана Ленхардт



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ



ИНСТИТУТ ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ

Радоја Домановића 12, 34000 Крагујевац, Србија

KEY WORDS DOKUMENTATION

Accession number	
Type of record	Textual material, printed
Contents code	PhD thesis
Author	Milica Stojković Piperac
Mentor	Prof. Dr Vladica Simić
Title	A model for including fish communities in biotic indices and its role in assessing the water quality and ecological status of lotic systems
Language of text	Serbian (Roman) (scr)
Language of abstract	Serbian (Roman) / English
Country of publication	Serbia
Publication year	2015.
Publisher	Copyright reprint
Publisher place	Radoja Domanovića 12 34000 Kragujevac, Serbia
Scientific field	Biology
Scientific discipline	Hydrobiology
Key words	Biotic indices, fish community, indicator species, ecological status
Holding data	In library of Faculty of Science, Kragujevac 34000 Kragujevac, Serbia, R. Domanovića 12
Note	
Abstract	
<p>Knowledge of a species' distribution and the capacity to predict its occurrence are considered essential for managing aquatic biodiversity and assessing the anthropogenic alterations in river environments. In the last decades, the necessity of the restoration and maintenance of healthy aquatic ecosystems has led to the development of practical and effective ecological tools based on biological data in many countries. According to the European Water Framework Directive (WFD), fish fauna is considered as a mandatory group of aquatic biota in the evaluation of the ecological status of running waters. Therefore, fish biotic indices have become common tools for measuring and monitoring the ecological status of aquatic ecosystems.</p> <p>The aim of the study was to analyze spatial variation in the fish assemblages, to investigate the</p>	

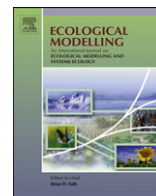
importance in environmental factors in structuring the community and to test the ecological relevance of the *a priori* landscape classification using fish as biological data. Finally, our specific goal was to define indicator species for each group of water and habitat quality class and to develop the first fish-based model for stream quality assessment in Serbia taking into account the regional specificity of the country.

Fish samples were collected between 2003. and 2011. at 124 sampling sites, distributed along the Great Morava and Drina river basins (Black sea drainage basin) and 7 sites belonging to Aegean Sea drainage basin. The fish samples were patterned using an Artificial Neural Network (ANN) technique, the Kohonen self-organizing map (SOM), which is considered to be efficient tool in determining patterns of aquatic ecological assemblages.

To explore spatial variation of fish assemblages, only sites belonging to Great Morava river basin are considered and were patterned using the self-organizing map (SOM) based on fish biomass data. The SOM analysis distinguished two main clusters of samples collected on the Great Morava river basin, X and Y. The Y concerns the downstream areas, while the X was subdivided to the sub-clusters X1 (mid-stream areas) and X2 (upstream areas). Generally, the classification of the fish assemblages derived by SOM is in accordance with the *a priori* landscape classification to a greater extent. The significant anthropogenic influence is responsible for the misclassification of some particular sites. The classification strength (CS), derived from the fish community classification obtained by SOM, was higher than for *a priori* defined groups. Environmental parameters, which the landscape classification is based on, such as altitude and dominant substrate, are found to be very important for community structure. Also, the self-organizing map (SOM) was employed in order to group samples into their characteristic ecological entities (river types) depending on the character of the habitat they came from. Then, the k-means cluster analysis classified samples into four groups, each describing a particular ecological condition. The indicator species were presented for each group based on their constancy and dominance. Gradients over the SOM map were sought for eleven fish community metrics. Out of the total number of tested metrics, nine showed a clear gradient over the SOM map, but the Kruskal–Wallis ANOVA and Mann–Whitney tests pointed out that only three significantly differ among all groups.

The results of this study reveal the spatial organization of fish communities which could help their implementation in rapid bioassessment programs. On the basis of the fish community metrics and selected indicator species, we proposed a fish-based index for the assessment of the ecological status of running waters in Serbia (fBNBI). The significance of our work lies on the fact that fBNBI is the first attempt regarding IBI (Index of Biotic Integrity) adjustment to the regional-specificity of Serbian running waters. It would be a clear benchmark to judge the ecological quality of lotic systems in Serbia and to identify waters most in need of protection or restoration. Finally, to assure the reliable and comprehensive assessment of ecological condition we feel that the BNBI and fBNBI should be employed simultaneously.

Accepted by Scientific Board on	
Defended on	
Commission	Prof. dr Vladica Simić Prof. dr Zoran Marković Research Professor dr Mirjana Lenhardt



Visualization of fish community distribution patterns using the self-organizing map: A case study of the Great Morava River system (Serbia)

Milica Stojkovic^{a,*}, Vladica Simic^b, Djuradj Milosevic^a, Dejan Mancev^c, Tadeusz Penczak^{d,*}

^a Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Nis, Serbia

^b Institute of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Serbia

^c Department of Computer Science, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Nis, Serbia

^d Department of Ecology and Vertebrate Zoology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, Poland

ARTICLE INFO

Article history:

Received 16 June 2012

Received in revised form 29 August 2012

Accepted 16 September 2012

Keywords:

Assemblage structure
Landscape classification
Classification strength
IndVal

ABSTRACT

There is little information on how fish communities are in accordance with landscape classification. In this study, we have chosen the Great Morava River system to characterize fish assemblages and to assess how well they correspond to the landscape classification. Fish assemblage data was collected during a period between 2003 and 2011 at 99 sampling sites. The sites were patterned using the self-organizing map (SOM) based on fish biomass data. The SOM analysis distinguished two main clusters of samples, X and Y. The Y concerns the downstream areas, while the X was subdivided to the sub-clusters X1 (mid-stream areas) and X2 (upstream areas). Generally, the classification of the fish assemblages derived by SOM is in accordance with the *a priori* landscape classification to a greater extent. The significant anthropogenic influence is responsible for the misclassification of some particular sites. The classification strength, derived from the fish community classification obtained by SOM, was higher than for *a priori* defined groups. Environmental parameters, which the landscape classification is based on, such as altitude and dominant substrate, are found to be very important for community structure. The results of this study reveal the spatial organization of fish communities which could help their implementation in rapid bioassessment programs.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Knowledge of a species' distribution and the capacity to predict its occurrence are considered essential for managing aquatic biodiversity and assessing the anthropogenic alterations in river environments (Pont et al., 2005). Classification systems have been frequently used in organizing information about ecological systems and are found to be an essential approach for understanding the distribution patterns of aquatic biota. All classifications, proposed by now, have either been based on the *a priori* landscape classification or the *a posteriori* classification of biological assemblages (Angermeier and Schlosser, 1995; Angermeier and Winston, 1999). However, there is no general classification scheme exists for lotic ecosystems. Consequently, many studies have recently assessed the correspondence between stream assemblages and landscape classifications (Hawkins et al., 2000; Van Sickle and Hughes, 2000; Heino and Mykra, 2006; Eros, 2007; Ilmonen et al., 2009).

Different types of *a priori* landscape classifications have recently been suggested as potential surrogates for biodiversity man-

agement (Hawkins et al., 2000; Van Sickle and Hughes, 2000). Landscape classifications have been based on catchment drainages (Seaber et al., 1987), ecoregions (Bailey, 1980; Omernik, 1987), or both (Maxwell et al., 1995). To be useful, landscape classifications should contain a small number of classes, based on a measurable variation in environmental attributes at spatial scales, both of which are ecologically important factors for aquatic biota (Hawkins et al., 1993). By contrast, *a posteriori* classification models use clustering to divide biologically similar samples into groups.

It is generally recognized that fish are one of the most frequently used organisms for measuring water quality worldwide (Karr, 1981; Oberdorff and Hughes, 1992; Hugué et al., 1996; Ganasan and Hughes, 1998; Breine et al., 2004; Kruk and Penczak, 2012). Fish are considered as good and reliable bioindicators because of their longevity, their mobility and their plasticity and ability to adapt to habitat modification (Wootton, 1990). Also, the structural and functional diversity of fish assemblages make them excellent bioindicators in water quality assessment programs. Finally, Hawkes (1975) claimed that fish assemblages probably best reflect the ecological condition of lotic systems since they are presumed to be at the top of the aquatic food chain and, therefore, reveal the condition of the entire environmental system. In addition, fish represent a diverse group with a wide range of life-history requirements. In inland freshwater ecosystems, fish communities vary in

* Corresponding authors. Tel.: +381 652241763; fax: +381 18533014.

E-mail addresses: milicas@pmf.ni.ac.rs (M. Stojkovic), penczak@biol.uni.lodz.pl (T. Penczak).

time and space, as a result of their different sensitivity to changes in physical habitat and water chemistry parameters (Gorman and Karr, 1978; Schlosser, 1982; Bhat, 2004; Habit et al., 2007), spawning demands (Balon, 1990) and the feeding strategy (Grenouillet et al., 2002).

All biotic classification schemes assume a predictable relationship between the stream biota and geomorphological and hydrological controlling factors acting on the system (Jackson et al., 2001). Considering the fact that fish species arrange themselves along environmental gradients in lotic systems, many classifications of running waters, based on fish assemblages, have been proposed. For example, Huet (1959) attempted to classify river systems and then proposed the longitudinal fish zonation using the occurrence of the key species as its basis, beginning with the headwater and then going to the lowlands. Despite the very common usage (Lasne et al., 2007) of Huet's zonation (1959), some limits have been pointed out. However, the main disadvantage refers to the existence of discrete entities (zones), which is hardly applicable since the transition zone has to be considered in such a classification system (Penczak and Mann, 1990; Verneaux et al., 2003; Lasne et al., 2007). In addition, some of the obstacles during the classifying of assemblages pertain to the absence of pristine environments (Vannote et al., 1980; Penczak, 1994), the absence of indicator species, whose occurrence the zonation system is based on (Park et al., 2006) and the selectiveness of fish sampling gears (Casselmann et al., 1990; Glowacki and Penczak, 2005). Hence, the classification of sites could be fraught with difficulties and, consequently, the zonation approach is sometimes considered to be old-fashioned (Miranda and Raborn, 2000).

In the last century many multivariate approaches have been used to visualize the pattern of fish distribution and structure (Matthews, 1998; Jackson et al., 2001; Olden and Jackson, 2002). Depending on the aim of the studies, researchers who deal with zonation, to explain the variation of ecological data often used technologies such as gradient analysis (PCA, CCA) (Palmer, 1993; Penczak et al., 2000, 2002) and cluster analysis (Penczak et al., 2000). All of these analyses have limitations affected by the non-linear nature of ecological data and the presence of outliers in community data sets (Chon et al., 2000). Recently, in order to avoid these limitations and overcome the problem of complexity in ecological data, the application of artificial neural networks (ANN) has been proposed by Chon et al. (1996), Olden and Jackson (2002), and Lek et al. (2005). In contrast to the previous analysis, artificial neural networks appeared to be a promising tool for dealing with problems with non-linear and complex ecological data, plus overcome problems with outliers. Among the ANN techniques, the Kohonen self-organizing map (SOM) (Kohonen, 1982, 2001) is considered to be efficient in determining patterns of aquatic ecological assemblages. Many recent studies have shown that it can be successfully used to visualize distribution patterns (Park et al., 2005b, 2006; Penczak et al., 2005; Kruk et al., 2007), to indicate the relative importance of environmental factors in the organization and structure of assemblages (Kruk et al., 2007; Park et al., 2005b, 2006; Penczak, 2007), to predict stream assemblages for biological assessment (Joy and Death, 2005; Scardi et al., 2005).

In this study, we have chosen the Great Morava River system for the characterization of fish assemblages because it covers 37,561 km² (about 1/2 of the territory of Serbia). To obtain a general image of the fish assemblage structure and distribution patterns in such a river system, we employed the Kohonen self-organizing map (SOM), since a high number of collected samples can cause some difficulties for the ordination of fish populations with conventional statistical analysis (Kruk et al., 2007; Penczak, 2009). Therefore, the aims of the study are to: (1) display patterns of fish species' distribution in the Great Morava drainage area, (2) determine how many fish assemblages can be distinguished, and (3) estimate the

importance of each fish species by adding a numerical measure of the indicator value (IndVal). Finally, our specific goal was to test the ecological relevance of the *a priori* landscape classification using fish as biological data. Furthermore, we want to estimate how strong these classifications are by measuring the classification strength of both the *a priori* landscape division and the *a posteriori* classification created by the SOM.

2. Methods

2.1. Study area

The territory of Serbia is predominantly a hilly and mountainous country with heterogeneity of environmental factors what makes it one of the most complex regions in Europe. Almost all rivers and streams are tributaries to the River Danube, the second largest river in Europe. The Great Morava River, the largest domestic river in Serbia and also significant right-hand tributary of the Danube River, is created by the confluence of the Southern Morava and the Western Morava rivers (Fig. 1). Consequently, the Great Morava drainage area consists of the three major hydrographic sections: the Great Morava river basin (6242 km²), the Southern Morava River basin (15,469 km²) and the Western Morava River basin (15,850 km²). The area of the whole Great Morava River system, along with the component rivers forms, covers 37,561 km². It flows into the Danube, which itself eventually flows into the Black Sea. The Great Morava is 185 km long, whereas with its longer branch, the Western Morava is 493 km long. At the other side, the Southern Morava used to be longer than the Western Morava, but due to the regulations of the river bed and melioration, today it is much shorter. The Great Morava drainage basin spreads over mid, western, southern, and southeast parts of Serbia, characterized by diverse terrain, comprising hilly and mountainous area (with altitude increasing toward western, southern and south-eastern borders of Serbia), as well as wide river valleys. The river network represents a wide range of altitudes and includes zones between 67 and 2400 m. However, the river itself flows at much lower altitudes, mainly between 200 and 500 m (Gavrilovic and Dukic, 2002). Mountainous and hilly parts of the river basin feature forests and orchards, while river valleys host agricultural lands.

The Great Morava River, as a typical lowland river, flows through the most densely populated area of Central Serbia, the Morava River valley. The average discharge of the Great Morava is 255 m³/s. The Southern Morava River, the shorter headwater of the Great Morava, flows generally in the south to north direction through the very composite valley, consisted of series of gorges and depressions. Its average discharge at the mouth is 100 m³/s. Unlike the Southern and Great Morava rivers (south to north) flow, the Western Morava runs in an opposed, west to east direction, passing through numerous mountain and hilly regions. The Western Morava has an average discharge of 120 m³/s, but it is characterized by extreme fluctuations (Gavrilovic and Dukic, 2002).

The main channels of the Great, Western and Southern Morava rivers are characterized as large rivers with bottom structure made of medium fine sediments (sand, gravel, pebbles), with exception of the Great Morava River section nearby the mouth where dominant substrate become finer, made of clay, silt, sand and gravel. The bottom structure in tributaries of the each of three Morava branches is characterized by domination of rough substrate (gravel, pebbles and cobbles, boulders) (Paunović et al., 2011).

2.2. Sampling method

Our data set consisted of a network of sampling sites distributed along the Great Morava River system, chosen because it includes a

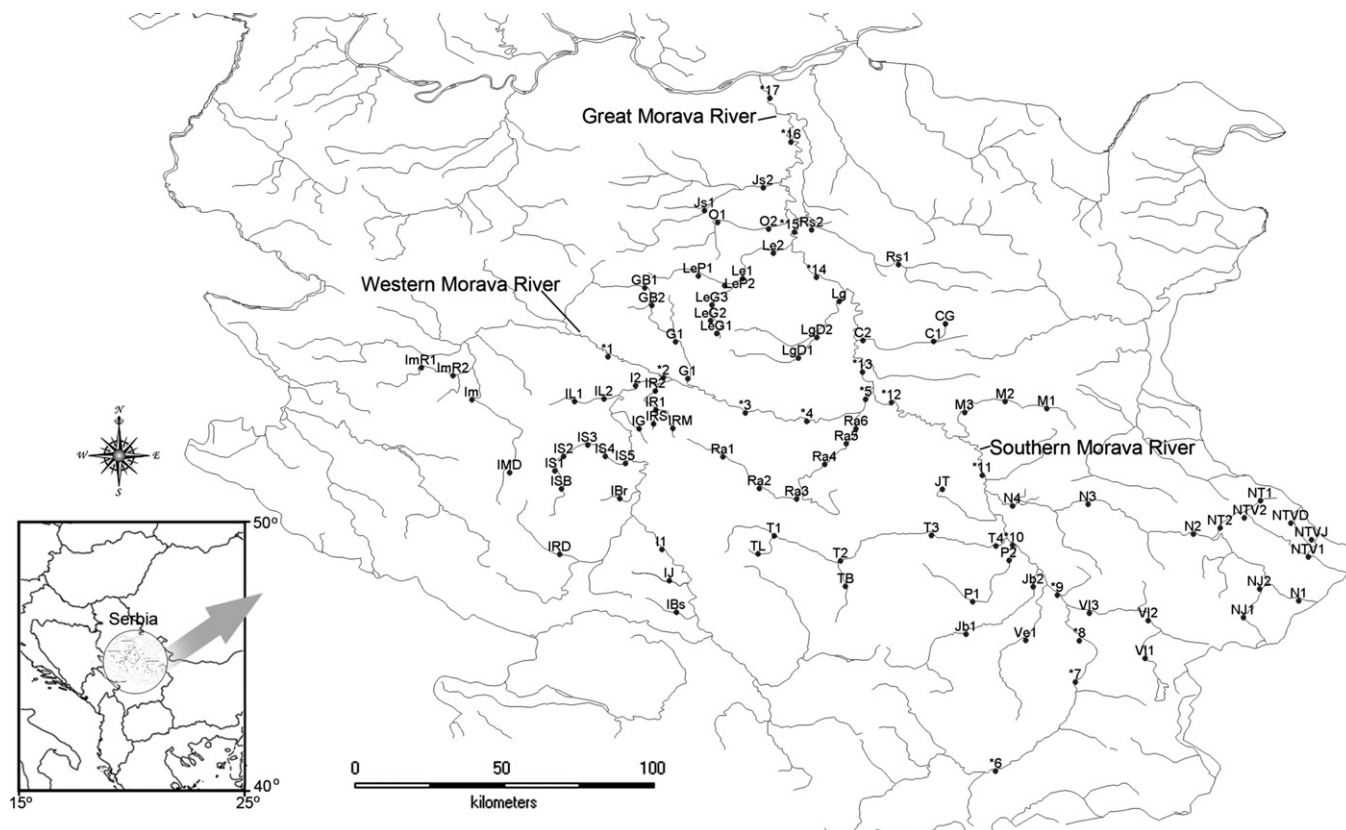


Fig. 1. Map of the Great Morava system and sampling sites. Site codes for studied streams are the same as in Table 1.

wide variety of habitats and different stream orders. Fish assemblage data was collected in the period between 2003 and 2011. Electrofishing was conducted at 99 sampling sites (Table 1 and Fig. 1). During the present investigation, out of 99 sampling sites, 66 were sampled once, 28 twice, 2 three and 3 four times. However, each sampling occasion was considered as a separate entity in data analysis, finally presenting 140 samples. Each sample was collected by one electrofishing run (pass), but to obtain relative abundance (for IndVal calculation) and relative biomass (for SOM), which were used for comparative analysis, we sampled fish: (1) in the same season (August–20 September), (2) making runs that were based on two types of unit effort (CPUE) (along 50 m of bankline in wadeable streams, and along 200 m of bankline when drifting in a boat), and (3) using Beklemishev's rule (Baciel and Penczak, 1989) to determine a minimum river bank length (it can be definite area or time also), which allowed us to record the greater part of species living there. Evidently we did not record all rare species on every occasion, but to reduce this limitation the distances between sites were small, which enabled us to catch a majority of rare species in a given river. Each site was sampled by two people, each operating an anode dipnet. To conduct the sampling procedure, DC electrofisher "Aquatech" IG 1300 (2.6 kW, 80–470 V), was used.

In the present study, we used fish biomass data to express the population abundance. Energy units are considered to be the best option for expressing the importance of populations in an ecosystem. Since the potential energy of an ecosystem is not distributed proportionally between species (Odum, 1980), and biomass is much closer to energy, the latter therefore represents a more reliable variable than the number of individuals (Kruk et al., 2007; Penczak, 2011a; Penczak et al., 2012).

The environmental variables, used for *a priori* classification, are available for each site (altitude, width, depth, main substrate). Also, water temperature, conductivity and dissolved oxygen were

measured at each sampling site with a WTW multi 340i probe. We used the Spectrophotometer Shimadzu UV-Vis to measure the concentrations of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and orthophosphates.

2.3. Landscape classification

The Serbian typological system for surface waters consists of 30 running water (habitat) types. This division is created according to a semi-hierarchical classification scheme, depending on the following variables: (1) altitude (four categories: lowland (up to 200 m a.s.l.), submontane (200–500 m a.s.l.), montane (500–800 m a.s.l.) and highland (over 800 m a.s.l.)); (2) the size of the catchment's area (five categories: creek, and small, medium, large, very large river); (3) type of the bed material (three categories: siliceous, calcareous, organic). Also, as an additional variable, types of the dominant substrate material were included and presented in three categories: rough, medium fine and fine sediment. Furthermore, to simplify this typology, running water types are arranged into a final six groups of watercourses (GOW): (1) lowland, large rivers with a domination of fine substrate; (2) large rivers with a domination of medium fine substrate; (3) small to medium-sized streams, up to 500 m a.s.l., with a domination of rough substrate; (4) small to medium-sized streams, over 500 m a.s.l., with a domination of rough substrate highland; (5) lowland streams, except those classified in type 1; (6) channels (Paunović et al., 2011). In our study, all of the investigated sites belong to the following four groups (GOW 1, 2, 3 and 4) (Table 1).

2.4. Statistics

In this study, we used the self-organizing map (SOM) (Kohonen, 1982, 2001) to pattern fish communities and provide a

Table 1
Description of sited codes (GOW in parentheses) used in Fig. 1.

Site code	River	Receiving river
*1(2), *2(2), *3(2), *4 (2), *5 (2)	Western Morava River	Great Morava River
6(2), *7(2), *8(2), *9(2), *10(2), *11(2), *12 (2)	Southern Morava River	Great Morava River
13(2), *14(2), *15(1), *16(1), *17(1)	Great Morava River	Danube
<i>Great Morava River system</i>		
C1(3), C2(3)	Crnica	Great Morava River
CG(4)	Grza	Crnica
Rs1(4), Rs2(3)	Resava	Great Morava River
Lg(3)	Lugomir	Great Morava River
LgD1(3), LgD2(3)	Dulenska	Lugomir
Le1(3), Le2(3)	Lepenica	Great Morava River
LeG1(3), LeG2(3), LeG3(3)	Grošnica	Lepenica
LeP1(3), LeP2(3)	Petrovačka River	Lepenica
O1(3), O2(3)	Osaonica	Great Morava River
Js1(3), Js2(3)	Jasenica	Great Morava River
<i>Western Morava River system</i>		
G1(3), G2(3)	Gruža	Western Morava River
GB1(4), GB2(3)	Boračka River	Gruža
Ra1(4), Ra2(3), Ra3(3), Ra4(3), Ra5(3), Ra6(3)	Rasina	Western Morava River
I1(2), I2(2)	Ibar	Western Morava River
IS1(4), IS2(4), IS3(4), IS4(4), IS5(3)	Studenica	Ibar
ISB(4)	Brevina	Studenica
IBr(4)	Brvenica	Ibar
IJ(4)	Jošanička River	Ibar
IR1(3), IR2(3)	Ribnica	Ibar
IRM(4)	Mekašnica	Ribnica
IRS(4)	Sokolja	Ribnica
IRD(4)	Deževska River	Raška
Im(4)	Ivanjička Moravica	Ibar
ImD(4)	Dajička River	Ivanjička Moravica
ImR1(4), ImR2(3)	Rzav	Ivanjička Moravica
IG(4)	Gvožđačka River	Ibar
IL1(4), IL2(3)	Lopatnica	Ibar
IBs(4)	Bresnička River	Ibar
<i>Southern Morava River system</i>		
M1(3), M2(3), M3(3)	Moravica	Southern Morava River system
N1(3), N2(3), N3(3), N4(2)	Nišava	Southern Morava River system
NJ1(4), NJ2(3)	Jerma	Nišava
NT1(4), NT2(3)	Temšica	Nišava
NTV1(4), NTV2(4)	Visočica	Temšica
NTVD(4)	Dojkinačka River	Visočica
NTVJ(4)	Jelovačka River	Visočica
VI1(4), VI2(4), VI3(3)	Vlasina	Southern Morava River system
Ve(3)	Veternica	Southern Morava River system
Jb1(3), Jb2(3)	Jablatica	Southern Morava River system
P1(3), P2(3)	Pusta River	Southern Morava River system
T1(4), T2(3), T3(3), T4(3)	Toplica	Southern Morava River system
TL(4)	Lukovska River	Toplica
TB(3)	Banjska River	Toplica
JT(4)	Jastrebačka River	Southern Morava River system

comprehensive view on the complex input data. The SOM technique, an unsupervised learning algorithm, is the convenient method for clustering, visualization and abstraction; particularly when large data sets are included (Kruk et al., 2007; Chon, 2011; Penczak, 2011a; Penczak et al., 2012). The SOM comprises two layers, the input and output, each consisting of processing units-neurons (Kohonen, 1982, 2001). The initial data matrix contains 41 species, from which 12 were present in one sample only and represented by 1–2 specimens. As such, these were removed from SOM and IndVal analysis. The input layer receives the values from the reduced initial data matrix, and for the study it consisted of 29 species (columns) and 140 samples (rows). The relative biomass data was log-transformed and then normalized and scaled from 0 to 1. We employed a batch training algorithm since it is significantly faster and does not require the specification of any learning factor rate (Cereghino and Park, 2009; Park et al., 2006). The output layer consists of output units in a hexagonal lattice (neurons), usually arranged into a two-dimensional grid to provide better visualization. After the training process, all of the fish sites were assigned

neurons that symbolize a homogenous unit in the SOM environment. In addition, similar sites are located in a neuron and the adjoining neurons, while significantly dissimilar sites are in distant neurons, especially those belonging to two different clusters (Chon et al., 1996; Park et al., 2003, 2006; Kruk, 2007; Kruk et al., 2007; Penczak et al., 2012). Also, it is particularly important to define the map size, the number of output neurons, and to provide the most accurate classification of the sites. To define the network size, two approaches are available (Park et al., 2003; Vesanto et al., 2000). According to Vesanto's heuristic rule (Vesanto et al., 2000), the actual neuron numbers should be close to $5\sqrt{n}$, where n is the number of training samples. Alternatively, Park et al. (2003) proposed the calculation of the quantization (QE) and the topographic (TE) errors in order to assess the map size. The quantization (QE) and the topographic (TE) errors in the present study were 0.775 and 0.007, respectively. Our final decision on the actual number of output neurons in the map was influenced by both the heuristic rule and QE and TE error values. Despite the recommended rules, we accepted a smaller map (6 × 5) due to there being a large number of empty

output neurons (Penczak et al., 2012). However, Cereghino and Park (2009) have recently declared that there is no theoretical principle on how to determine the optimum map size. After the training process of SOM, in order to define the clusters' boundaries between SOM units, we applied Ward's linkage method by calculating the Euclidean distance between the weight vectors of each SOM unit. Furthermore, the neurons were clustered according to their similarities using the unified distance matrix (Ultsch, 1993) as the basis. In summary, the Kohonen algorithm recognized the structure of the data set, distinguished classes, and assigned fish samples to them (Lek et al., 2005). The learning process of the SOM and the cluster analysis were carried out using the Matlab ver. 6.1.0.450 algorithm interface (<http://www.cis.hut.fi/projects/som-toolbox>).

Since SOM analysis does not offer any statistical indications on which species was cluster division based (Park et al., 2005a), in order to show which species are responsible for the distinguished clusters, the indicator value (IndVal) of (Duf re and Legendre, 1997) was employed. This approach was proposed by Park et al. (2005b) to quantify the meaning of each variable distinguished in the SOM map. Thus, many recently published papers were also devoted to the application of the IndVal to fish assemblages in order to obtain a better interpretation of the ecological data (Lasne et al., 2007; Penczak, 2009, 2011a,b; Penczak et al., 2009, 2012). However, it is assumed that an indicator species should not necessarily be dominant in the subcluster, although is significantly more abundant than in other subclusters (Penczak, 2009). According to Duf re and Legendre (1997), the IndVal's maximum (100%) occurs when all individuals of a species are found at each site belonging to the particular cluster. As suggested by Duf re and Legendre (1997), a threshold level of 25% (IndVal > 25) should have been taken into account, which indicates that the species occurs in at least 50% of the sites adhered to the one, particular cluster, and that this cluster contains at least 50% of the total abundance of the species.

Indicator values were obtained for each species in each site group using the original, untransformed data matrix that was based on the number of fish, and were attributed to the clusters distinguished by the SOM. A Monte Carlo test with 1000 permutations was applied to identify those species whose indicator value was significant. The calculation of IndVal values was performed using the PC-ORD 4.0 for Windows software (McCune and Mefford, 1999). Finally, we compared the component planes (visualization technique) produced by the SOM for species importance with the indicator values.

Next, we compared the classification strengths (CS) of the *a priori* and *a posteriori* classifications. Classification strength (CS) is provided as an alternative way of determining the ability of a landscape model to estimate variation in the community composition (Hawkins and Norris, 2000; Van Sickle, 1997). Classification strengths were calculated for both *a posteriori* clusters based on SOM analysis and the *a priori* defined groups. Classification strengths (CS) were assessed using the mean similarity approach (Van Sickle and Hughes, 2000), calculated as the difference between the mean of all the within-group similarities (W) and the mean between-group similarity (B) ($CS = W - B$). Mean similarity dendrograms were based on Sorensen's similarity coefficient that ranges from 0 (total dissimilarity) to 1 (identical assemblages). Analyses were conducted using the MRPP analysis within PC-ORD 4.0 for Windows software (McCune and Mefford, 1999) and the MRPP extension (MRPPCONV.exe), which is part of the newest version of the MEANSIM 6 software package developed by Van Sickle and Hughes (2000) and available from the USEPA, Western Ecology Division website (http://www.epa.gov/wed/pages/models/dendro/mean_similarity_analysis.htm).

Finally, to confirm the effectiveness of the classification of fish samples performed by SOM, the mean values of the measured

environmental variables (not presented to the SOM) were computed for each neuron. The Kruskal–Wallis ANOVA test and Mann–Whitney as a *post hoc* test were employed to test the differences between the mean values of the environmental parameters among the clusters. The effect size was based on the eta-square (η^2) value, which can range from 0 to 1.0. The value of the eta-square can have a weak ($\eta^2 = 0.01$), intermediate ($\eta^2 = 0.06$) or a strong effect ($\eta^2 = 0.14$) (Cohen, 1988). All ANOVA-based analyses were conducted in SPSS version 15.0 (SPSS Inc, Chicago, IL, USA).

3. Results

3.1. Patterning fish assemblages

A total of 41 species were recorded at the 99 sampling sites. Nevertheless, 29 species, occurring at least on two sites, were considered for the analyses. Based on the SOM analysis, the samples were ordinated into a two-dimensional map (6×5 cells) (Fig. 2). Two main clusters of samples, X (94 sites) and Y (46 sites), were distinguished (Fig. 2). However, cluster X is further subdivided into two sub-clusters named X1 and X2 that are composed of 51 and 43 sites, respectively. Moreover, the hierarchical cluster analysis confirmed this division and presented exactly the same clusters. No further subdivisions were considered to ensure a sufficient number of sites per cluster for statistical analysis.

Cluster Y is composed of the samples from the main channel of the Southern (11), Western (7) and Great Morava River (6), and sites belonging to the lower reaches of the largest tributaries of the each of three Morava branches (Fig. 1). In comparison to the landscape classification, 63.04% belongs to the GOW 2 and 1, while the rest, 36.96%, to the GOW 3. Sub-cluster X1 contains sites mainly from the tributaries of each part of the Morava River, but also one sample from the mid-stream area of the Western Morava River. Taking into account landscape classification, 80.39% of the sites forming cluster X1 belongs to the GOW 3. Finally, sub-cluster X2 mainly contains sampling sites located on small streams (31) or upstream reaches (12) from the smaller tributaries of each branch of the Morava River. No samples from the Southern, Western and Great Morava River are present, without exception. Almost all of the sites (90.69%) from this cluster are *a priori* classified as GOW 4.

The component planes show the typical distribution patterns of species on the SOM. Likewise, these graphs provide important information on the biomass of each species using the connection intensity of each species in the SOM units on a gray scale. We have presented the component planes for each species included in the analysis (Fig. 3a–c).

3.2. Indicator values of species

To identify the species responsible for the division of each particular cluster/sub-cluster, the IndVal application is employed. The results indicated that the number of species with significant indicator values differs among the clusters (Table 2). Cluster Y is described by the following 10 species having high and significant IndVal values. However, four species with indicator values lower than 25 (8.9–23) were also considered to be important and significant, but only for particular neurons (*Esox lucius*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Aspius aspius*, *Perca fluviatilis*).

The three most representative species of sub-cluster X1 are: *Alburnoides bipunctatus*, *Barbatula barbatula* and *Barbus balcanicus* (IndVal > 25). Nevertheless, *Cobitis elongata* with an IndVal value below the border (21.3) is found to be significant, but only for a single neuron. Finally, only one species, *Salmo trutta*, with an extremely high indicator value (86), was representative for sub-cluster X2. Also, *Cottus gobio* and *Oncorhynchus mykiss* are found

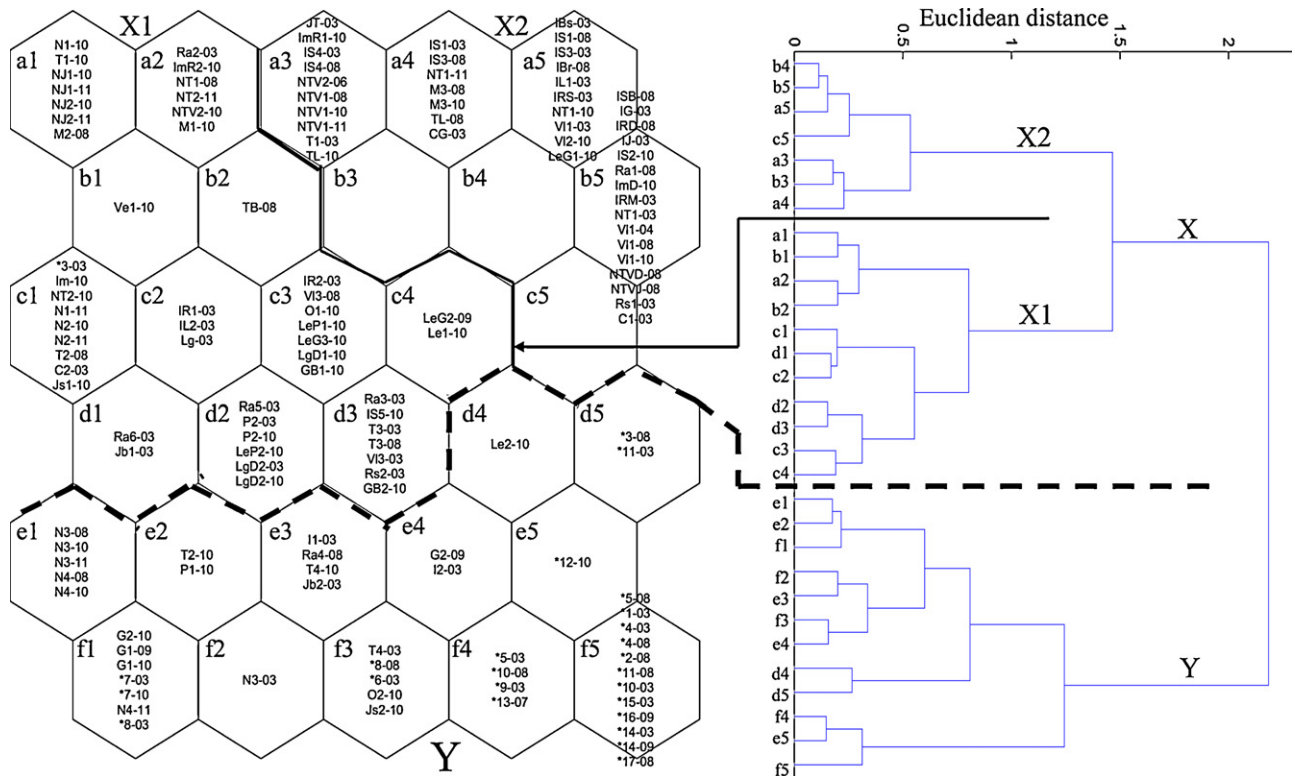


Fig. 2. Distribution of the 99 sampled sites (140 samples) on the SOM. After the each site code, abbreviation for year of sampling is included. Multiple sampled sites have the same code, but differ in the year of investigation. Clusters of sites identified by the Ward linkage method using Euclidean distance measure are indicated by a dotted black line (higher hierarchical level) and full black line (lower hierarchical level).

to be important, despite their IndVal values being lower than 25%, describing neurons A3 and A5, B5, respectively.

3.3. Environmental factors and classification strength

All estimated environmental parameters significantly differ between clusters/sub-clusters. In addition, the Mann–Whitney test revealed where the cluster variables significantly differ for each

estimated environmental parameter (Table 3). Clusters Y and X2 completely differ in fish fauna composition (Fig. 3a–c), but also in all estimated environmental parameters (Table 3). Alternatively, sub-clusters X1 and X2 did not differ in terms of water temperature and dissolved oxygen, whereas X1 and Y were more similar in the observed amount of nitrate nitrogen and conductivity. Furthermore, the eta square (η^2) value indicated that 7 environmental factors had a strong relationship with the community composition.

Table 2

Species distinguished by the IndVal index, for cluster (Y) and sub-clusters (X1, X2). The bold letters indicate the species' representative for the SOM clusters having IndVal values more than 25%. The species without significant IndVal values are included on the end of columns.

Y		X1		X2	
<i>Rutilus rutilus</i>	75.0 ^{***}	<i>Barbus balcanicus</i>	52.6 ^{***}	<i>Salmo trutta</i>	86 ^{***}
<i>Alburnus alburnus</i>	61.8 ^{***}	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	40.8 ^{***}	<i>Cottus gobio</i>	12.0 [*]
<i>Chondrostoma nasus</i>	59.8 ^{***}	<i>Barbatula barbatula</i>	34.4 ^{***}	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	10.0 [*]
<i>Barbus barbus</i>	50.0 ^{***}	<i>Cobitis elongata</i>	21.3 ^{**}	<i>Phoxinus phoxinus</i>	
<i>Leuciscus cephalus</i>	45.0 ^{**}				
<i>Carassius auratus</i>	39.6 ^{***}				
<i>Vimba vimba</i>	38 ^{***}				
<i>Gobio gobio</i>	36.0 ^{***}				
<i>Silurus glanis</i>	36.0 ^{***}				
<i>Rhodeus sericeus</i>	33.0 ^{***}				
<i>Perca fluviatilis</i>	23.0 ^{***}				
<i>Aspius aspius</i>	11.1 ^{**}				
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	9 [*]				
<i>Esox lucius</i>	8.9 [*]				
<i>Cobitis teania</i>					
<i>Cyprinus carpio</i>					
<i>Lepomis gibbosus</i>					
<i>Leuciscus leuciscus</i>					
<i>Pseudorasbora parva</i>					
<i>Rutilus pigus</i>					
<i>Zingel zingel</i>					

* Indicates the significance level: <0.05.

** Indicates the significance level: <0.01.

*** Indicates the significance level: <0.001.

Table 3
Mean values \pm standard deviation of environmental parameters in each cluster of sites. Values not sharing a common letter are significantly different: ^a $p < 0.05$.

Variable	KW	p	Group			η^2
			Y	X1	X2	
Altitude (m)	70.492	***	238.98 \pm 129.255	352.84 \pm 170.391	654.47 \pm 208.559	0.50
Width (m)	54.369	***	33.92 \pm 10.511	11.33 \pm 11.440	6.87 \pm 3.417	0.39
Depth (m)	50.635	***	1.861 \pm 1.2427	0.731 \pm 0.4335	0.499 \pm 0.3243	0.36
Water temperature ($^{\circ}$ C)	19.004	***	20.585 \pm 5.1159	17.059 \pm 6.1023 ^a	15.960 \pm 4.0511 ^a	0.13
Conductivity (μ S/cm ²)	47.351	***	450.80 \pm 153.780 ^a	398.55 \pm 163.026 ^a	230.47 \pm 108.089	0.34
Dissolved oxygen (mg/l)	18.243	***	8.5702 \pm 1.56431	9.6696 \pm 1.48374 ^a	9.7665 \pm 1.29876 ^a	0.13
Dominant substrate ^a	69.806	***	2.3043 \pm 0.5914	2.9804 \pm 0.14 ^a	3 \pm 0.00 ^a	0.50
NO ₃ -N (mg/l)	18.792	***	5.441 \pm 3.4527 ^a	4.367 \pm 3.8101 ^a	2.869 \pm 1.7960	0.13
PO ₄ -P (mg/l)	53.462	***	0.7898 \pm 0.81724	0.3039 \pm .36449	0.13032 \pm 0.15109	0.38
NH ₄ -H (mg/l)	25.841	***	1.6024 \pm 1.12196	0.8748 \pm 0.96109 ^a	0.6019 \pm 0.78892 ^a	0.18

*** Indicates the significance level: <0.001 .

Among them, altitude and a dominant substrate are found to be the most important, leading to very high eta square values (Table 3).

The assemblage division derived from the SOM performed better than the landscape classification. Classification strength, derived from the *a posteriori* division obtained by SOM, was clearly higher (CS: 0.173) than for the *a priori* defined groups (CS: 0.129). However, the mean values of environmental parameters used in landscape classification significantly differ among *a posteriori* derived clusters.

4. Discussion

According to the distribution similarities of a species' biomass data, 140 samples were patterned through the learning process of the SOM, indicating the occurrence of three assemblage types. The observed classification mainly reflected the longitudinal, upstream–downstream gradient not only in a species' composition (Fig. 2) but also in terms of environmental characteristics (Table 3). Based on this classification, fish assemblage types were defined as: downstream or lowland areas (cluster Y), mid-stream or foothill areas (sub-cluster X1) and upstream or mountain areas (sub-cluster X2). All upstream and mountain sites emerged in the sub-cluster X2 and were characterized by brown trout (for the IndVal value, see Table 2) and accompanying species (Jackson et al., 2001; Pont et al., 2005; Lasne et al., 2007). According to the measured environmental parameters, the sub-cluster X2 was presented by undisturbed river sites. This cluster was characterized by the highest values of altitude and oxygen content, contrary to the lowest values of temperature and mineral compounds (Table 3), which enable the appearance of *S. trutta* and accompanying species (Jackson et al., 2001). Likewise, IndVal analysis indicated that common bullhead is also important, although only for particular neurons (see Fig. 3b). Despite the similar requirements in terms of slope (Pont et al., 2005; Lasne et al., 2007), brown trout and common bullhead have different ecological valence in terms of temperature. More precisely, the occurrence of common bullhead is restricted to habitats characterized by cold temperature, while brown trout has wider temperature tolerance (Pont et al., 2005). Consequently, in our study, the distribution of brown trout is much wider than for common bullhead, which is clearly noticeable in the SOM map (Fig. 3c). Additionally, rainbow trout also appears to be significant for neurons A5 and B5 in sub-cluster X2. However, the significant occurrence of this non-native species corresponded with individuals escaped from a small fish farm located usually upstream from the sample points, since this species has the highest commercial significance in Serbia (Lenhardt et al., 2011). During the sampling period, we noticed a huge number of small fish farms along the whole course, especially for the Vlasina and Jerma Rivers (Fig. 1). It is well known that rainbow trout were introduced in Europe to increase fish production, and caused direct competition with native populations of brown trout

(Kirchhofer and Hefti, 1996; Lenhardt et al., 2011). The percentage of sites from sub-cluster X2, which belongs to GOW 4, is extremely high (90.69%). The rest, at 9.31%, refers to the sites which naturally belong to GOW 3, although the presence of *S. trutta*, the key indicator species, was probably responsible for their inclusion in sub-cluster X2. For instance, site M3, which belongs to GOW 3, is clustered together with GOW 4 because of permanent stocking with *S. trutta* species. Contrary to the other sites located on the Moravica river, M1 and M2 (Table 1), the previously mentioned sampling point is situated downstream from the dam, thus enabling the convenient conditions and habitat requirements for breeding this species. The same situation refers to the sites coded by C1, ImR1 and LeG1 (Table 1).

Sub-cluster X1 mainly contains sites from the upper or mid-upper reaches of the largest tributaries of the Morava River system, characterized by finer stream bed material but with a cool temperature still and being well-oxygenated (Table 3). However, judging by the fish fauna composition and environmental parameters, this cluster is represented by an intermediate character of sites. Species with significant IndVal values for sub-cluster X1 are *A. bipunctatus*, *B. barbatula* and *B. balcanicus* (Table 2). The habitat features observed in this cluster allow the co-occurrence of *S. trutta* (still present in a few sites, yet not significant, see Fig. 3c) with rheophilic cyprinids such as *A. bipunctatus* and *B. balcanicus*, together with *B. barbatula* (Huet, 1959; Whitton, 1975; Lasne et al., 2007). As suggested by Jackson et al. (2001), biotic factors such as competition and predation, have very strong effects on fish communities and, consequently, are likely to play an important role in the local organization of communities. For instance, Nilsson and Persson (2005) stated that a great abundance of *S. trutta* display negative effects on *B. barbatula* growth and distribution. Presumably, *B. barbatula* moves to the lower rhithron areas due to the lower abundance of *S. trutta*. Furthermore, consistent with Lasne et al. (2007), all of these species are found to be representative and common for the lower rhithron and upstream potamal reaches. Similar to X2, a high percentage of sites (80.39%) in sub-cluster X1 belong to *a priori* GOW 3, while the rest are found to be in GOW 4.

Concerning this result, it is important to emphasize that the salmonid zone in this study became much shorter in comparison to the previous studies, conducted at the same drainage area in the 1960s/1970s (Marković, 1962; Jankovic and Cacic, 1982). Bearing in mind that environmental parameters greatly affect community organization (Jackson et al., 2001), this could be explained as a consequence of the increase in terms of temperature due to water quality disturbance. Hence, the significant contribution of *Barbus balcanicus*, with respect to the number and biomass at many sites, the *a priori* defined as GOW 4, presumably led to their classification as GOW 3.

At the bottom of the SOM network, in cluster Y (Fig. 2), there are mostly samples from the main channels of the Morava Rivers

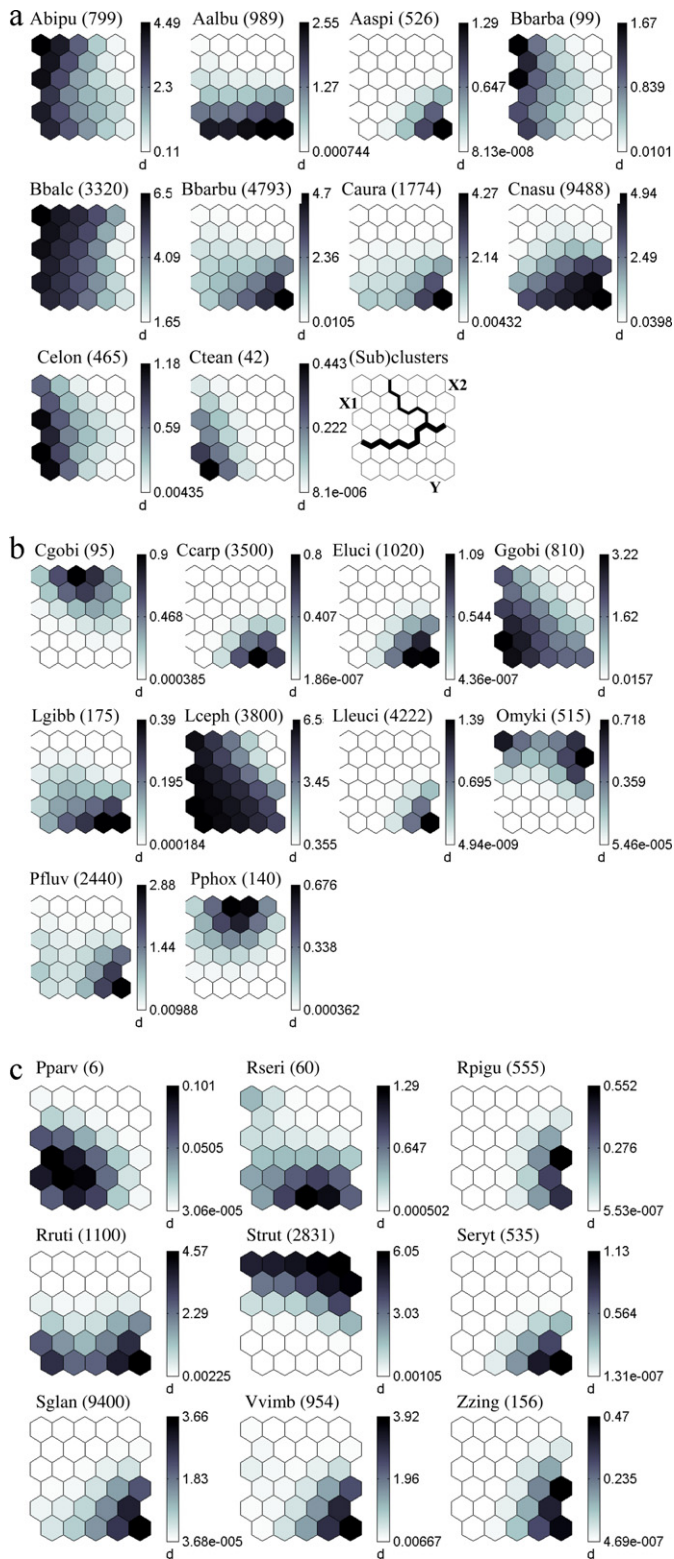


Fig. 3. (a–c) Distribution patterns of 29 fish species on the SOM map. The intensity of the gray color indicates species biomass in grams (in brackets, maximum values of biomass) in sites located in a neuron. A vertical-bar measure is numerically scaled to explain changes in grayness intensity. The small lowest right subfigure named “subclusters” (a) reminds the reader about the division of the SOM into (sub)clusters, and symbols of neurons are the same as in Fig. 2. Only abbreviations of Latin names of fish species are used. The abbreviations were created using the first letter of the genus’ name, and four letters of the species’ name, because the SOM program accepts only 5–6 letters for variables’ names. Full Latin names of species for which IndVal was calculated are in Table 2.

and the mouth sections of its tributaries, and also some sites from the middle reaches of its largest tributaries. Not only was the species’ richness the highest in this cluster, but also IndVal analysis indicated the high number of species which describe this group (Table 2). The highest number of species in downstream areas was completely expected according to the mechanism of a species’ addition (Sheldon, 1968). Under the assumption that habitat diversity increases downstream, the number of species in the mouth sections also increases (Schlosser, 1991; Matthews, 1998; Jackson et al., 2001; Lasne et al., 2007). However, four species (*E. lucius*, *S. erythrophthalmus*, *A. aspius*, *P. fluviatilis*) appear to be significant for this cluster, yet have IndVal values lower than 25% (8.9–23). More precisely, *E. lucius*, *S. erythrophthalmus* and *A. aspius* were present only in two neurons (F4 and F5). Therefore, these species could be acknowledged as representative for each branch of the Morava River since they appear with high frequency on the main channels. In addition, the majority of sites classified in this cluster, refer to the GOW 2 and 1, while the rest belong to GOW 3. According to Lasne et al. (2007), these sites are where typical downstream assemblages were found, whereas the more rheophilic ones that were expected may be considered as disturbed. As such, a few particular sites from the middle reaches, originally defined as GOW 3, joined this cluster, presumably as a consequence of disturbance. Despite the fact that the Morava River system is considered to be less disturbed in comparison to other European rivers, due to the industrial decrease in Serbia (Milošević et al., 2012), the main channel of the Morava River and some parts of its tributaries are presumably impacted due to agricultural and urban activities. This fact is in accordance with the observed values of environmental parameters, where significant changes in this cluster were detected (Table 3). The low oxygen content, increased water temperature, conductivity, and mineral compounds commonly appear as a consequence of human alteration (Pinto et al., 2009), which was also the case with many sites from cluster Y in our study.

The spatial variation of fish assemblages corresponds better to an *a posteriori* classification derived from the species data than to a *a priori* landscape division based on environmental parameters. Nevertheless, according to our results, environmental parameters such as altitude and a dominant substrate, which the *a priori* classification is based on, are established as being very important for community structure (see the eta square value, Table 3). Walters et al. (2003) indicated that geomorphic variables, particularly the stream slope and the dominant substrate, best explained fish assemblage composition within a Piedmont river basin. In our study, the results were similar since the slope is considered as being positively correlated with altitude (Lorenzoni et al., 2006), indicating that fish community composition is greatly influenced by the environmental features included in a *a priori* classification. However, *a posteriori* classifications seem to be the best approach to classifying biological groups when considering the fact that in such a case the biological data is then used to generate the classes and, thus, naturally, better represent variation in the community structure (Gordon, 1987). Furthermore, *a posteriori* classes also showed that there are other sources of variability in assemblage structure usually caused by human alteration and not related to the *a priori* classification schemes. It then follows that the classification based on community data may present additional information regarding the quality of habitat that is not captured by the *a priori* classification of sites.

In conclusion, this study contributes to the knowledge of fish community distribution and diversity in Serbia, since no study on fish species’ composition there has been recently conducted. We observed different fish assemblages along the Morava River range because the sites differed in altitude, the dominant substrate, width, depth and other environmental factors. As expected, mountain fish assemblages were characterized by rheophilic species and

those in the lowland were characterized by lentic species. In addition, Lenhardt et al. (2011) indicated a high number of non-native species in Serbia. However, in our study, a few non-native species were also detected not only at lowland areas but also at mountain sites presumably causing the negative effects on native ones. We feel that further investigation should be focused on the other river basins not included in this study in order to provide a comprehensive view of fish fauna composition in Serbia. Correspondence between fish assemblages and habitat classifications could help us to understand the reasons for the spatial organization of communities. Moreover, if communities correspond to *a priori* classification based on the environmental features of the habitats, the selection of priority areas for conservation could be simplified, which would lead to the maximization of biodiversity conservation.

Acknowledgments

This study was supported by Grant # 043002 (“Biosensing technologies and global system for long-term research and integrated management of ecosystems”) by the Serbian Ministry of Education and Science. We want to thank Andrzej Kruk (Poland) for help with data analysis and SOM interpretation. Also, we want to thank Richard Johnson (UK) for the final English correction. We thank Reviewer #1 for substantive comment concerning the sampling procedure.

References

- Angermeier, P.L., Schlosser, I.J., 1995. Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations. *American Fisheries Society Symposium* 17, 402–414.
- Angermeier, P.L., Winston, M.R., 1999. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications* 9, 335–349.
- Backiel, T., Penczak, T., 1989. The fish and fisheries in the Vistula River and its tributary, the Pilica River. In: Dodge, D.P. (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium, Honey Harbour, Ontario, Canada*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106, 488–503.
- Bailey, R.G., 1980. Descriptions of the Ecoregions of the United States. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, UT.
- Balon, E.K., 1990. Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on thye early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyological Review* 1, 1–48.
- Bhat, A., 2004. Patterns in the distribution of freshwater fishes in rivers of Central Western Ghats, India and their associations with environmental gradients. *Hydrobiologia* 529, 83–97.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C., Belpaire, C., 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522, 133–148.
- Casselmann, J.M., Penczak, T., Carl, L., Mann, R.H., Holcik, J., Woitowich, W.A., 1990. An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37 (4), 521–551.
- Cereghino, R., Park, Y.S., 2009. Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: commentary. *Environmental Modelling & Software* 24, 945–947.
- Chon, T.S., 2011. Self-organizing maps applied to ecological sciences. *Ecological Informatics* 6, 50–61.
- Chon, T.S., Park, Y.S., Moon, K.H., Cha, E.Y., 1996. Patterning communities by using an artificial neural network. *Ecological Modelling* 90, 69–78.
- Chon, T.S., Park, Y.S., Park, Y.H., 2000. Determining temporal pattern of community dynamics by using unsupervised learning algorithms. *Ecological Modelling* 132, 151–166.
- Cohen, J., 1988. *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Hillsdale, Erlbaum.
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345–366.
- Eros, T., 2007. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* 52, 1400–1415.
- Glowacki, L., Penczak, T., 2005. Species richness estimators applied to fish in a small tropical river sampled by conventional methods and rotenone. *Aquatic Living Resources* 18, 159–168.
- Ganasan, V., Hughes, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40, 367–383.
- Gavrilovic, L., Dukic, D., 2002. Reke Srbije. Zavod za udzbenike i nastavna sredstva Srbije, Beograd.
- Gordon, A.D., 1987. A review of hierarchical classification. *Journal of the Royal Statistical Society* 150, 119–137.
- Gorman, O.T., Karr, J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59, 507–515.
- Grenouillet, G., Pont, D., Seip, K.L., 2002. Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. *Ecography* 25, 641–650.
- Habit, E., Belk, M., Victoriano, P., Jaque, E., 2007. Spatio-temporal distribution patterns and conservation of fish assemblages in a Chilean coastal river. *Biodiversity and Conservation* 16, 3179–3191.
- Hawkes, H., 1975. River zonation and classification. In: Whitton, B.A. (Ed.), *River Ecology*. Blackwell Scientific Publication, Oxford, pp. 312–374.
- Hawkins, C.P., Kershner, J.L., Bisson, P.A., Bryant, M.D., Decker, L.M., Gregory, S.V., McCullough, D.A., Overton, C., Reeves, G.H., Steedman, R.J., 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries* 18, 3–12.
- Hawkins, C.P., Norris, R.H., 2000. Performance of different landscape classifications for aquatic bioassessments: introduction to the series. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 367–369.
- Hawkins, C.P., Norris, R.H., Gerritsen, J., Hughes, R.M., Jackson, S.K., Johnson, R.K., Stevenson, R.J., 2000. Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 541–556.
- Heino, J., Mykra, H., 2006. Assessing physical surrogates for biodiversity: do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation* 129, 418–426.
- Huet, M., 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society* 88, 155–163.
- Hugueny, B., Camara, S., Samoura, B., Magassouba, M., 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia* 331, 71–78.
- Ilmonen, J., Paasivirta, L., Virtanen, R., Muotka, T., 2009. Regional and local drivers of macroinvertebrate assemblages in boreal springs. *Journal of Biogeography* 36, 822–834.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., Olden, J.D., 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 157–170.
- Jankovic, D., Cakic, P., 1982. Prilog poznavanju ihtiofaune reke Moravice. *Biosistematika* 8, 159–165.
- Joy, M., Death, R., 2005. Modelling of freshwater fish and macro-crustacean assemblages for biological assessment in New Zealand. In: Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Aquatic Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 76–89.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21–27.
- Kirchhofer, A., Hefti, D., 1996. *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland.
- Kohonen, T., 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics* 43, 59–69.
- Kohonen, T., 2001. *Self-organizing Maps, third extended ed.* Springer, Berlin.
- Kruk, A., 2007. Long-term changes in fish assemblages of the Widawka and Grabia Rivers (Poland): pattern recognition with a Kohobeb artificial neural network. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 43, 253–269.
- Kruk, A., Lek, S., Park, Y.S., Penczak, T., 2007. Fish assemblages in the large lowland Narew River system (Poland): application of the self-organizing map algorithm. *Ecological Modelling* 203, 45–61.
- Kruk, A., Penczak, T., 2012. Natural regeneration of fish assemblages in the Pilica River after reduction of point source pollution. *River Research and Applications*, <http://dx.doi.org/10.1002/rra.2562>.
- Lasne, E., Bergerot, B., Lek, S., Laffaille, P., 2007. Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Research and Applications* 23, 877–890.
- Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S., 2005. *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Hegedis, A., Maletin, S., Cirkovic, M., Markovic, Z., 2011. Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21, 407–421.
- Lorenzoni, M., Mearelli, M., Ghetti, L., 2006. Native and exotic fish species in the Tiber River watershed (Umbria – Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 382, 19–44.
- Marković, T., 1962. Ribolovne vode Srbije – vodič. Turistička štampa, Beograd.
- Matthews, W.J., 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman and Hall and Thomson Publishing, New York.
- Maxwell, J.R., Edwards, C.J., Jensen, M.E., Paustian, S.J., Parrott, H., Hill, D.M., 1995. A hierarchical framework of aquatic ecological units in North America (Nearctic Zone). General Technical Report NC-176. United States Department of Agriculture, Forest Service, North Control Forest Experiment Station, St. Paul, MN.
- McCune, B., Mefford, M.J., 1999. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data; Version 4 for Windows [User's Guide]. MjM Software Design.
- Milošević, D., Simić, V., Stojković, M., Živić, I., 2012. Chironomid faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia* 683, 62–82.
- Miranda, L., Raborn, S., 2000. From zonation to connectivity: fluvial ecology paradigms of the 20th century. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 47, 5–19.
- Nilsson, E., Persson, A., 2005. Do instream habitat variables and the abundance of brown trout *Salmo trutta* (L.) affect the distribution and growth of stone loach, *Barbatula barbatula* (L.)? *Ecology of Freshwater Fish* 14, 40–49.

- Oberdorff, T., Hughes, R., 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228, 117–130.
- Odum, E.P., 1980. *Ecology*. Holt-Saunders, London.
- Olden, J.D., Jackson, D.A., 2002. Illuminating the “black box”: a randomization approach for understanding variable contributions in artificial neural networks. *Ecological Modelling* 154, 135–150.
- Omerik, J.M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77, 118–125.
- Palmer, M.W., 1993. Putting things in even better order: the advantage of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74, 2215–2230.
- Park, Y., Gevrey, M., Lek, S., Giraudel, J., 2005a. Evaluation of relevant species in communities: development of structuring indices for the classification of communities using a self-organizing map. In: Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 369–380.
- Park, Y., Oberdorff, T., Lek, S., 2005b. Patterning riverine fish assemblages using an unsupervised neural network. In: Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 43–53.
- Park, Y.S., Céréghino, R., Compin, A., Lek, S., 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling* 160, 265–280.
- Park, Y.S., Grenouillet, G., Esperance, B., Lek, S., 2006. Stream fish assemblages and basin land cover in a river network. *Science of the Total Environment* 365, 140–153.
- Paunović, M., Simić, V., Simić, S., Vuković, D., Petrović, A., Vasiljević, B., Zorić, K., Tomović, J., Atanacković, A., Marković, V., 2011. Biological quality elements in WFD implementation in Serbia – typology, reference conditions and ecological status class boundaries. Technical Report, Contracts No. 01-772. Institute for Biological Research “Siniša Stanković”, Beograd.
- Penczak, T., 1994. Problems of river ichthyology. In: Singh, H.R. (Ed.), *Advances in Fish Biology*, vol. 1. Hindustan Publishing Corporation, Delhi, pp. 292–299.
- Penczak, T., 2007. Can velocity affect growth and fecundity of facultative riverine fish species? *Polish Journal of Ecology* 55, 357–366.
- Penczak, T., 2009. Fish assemblage compositions after implementation of the IndVal method on the Narew River system. *Ecological Modelling* 220, 419–423.
- Penczak, T., 2011a. Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: a quantitative long-term study. *Ecological Modelling* 222, 2103–2118.
- Penczak, T., 2011b. Usefulness of the SOM algorithm for estimation of species distribution and significance in comparing habitats. *Journal of Applied Ichthyology* 27, 1371–1374.
- Penczak, T., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Latini, J.D., 2009. Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá River, Brazil. *River Research and Applications* 25, 1013–1024.
- Penczak, T., Glowacki, L., Kruk, A., Galicka, W., 2012. Implementation of a self-organizing map for investigation of impoundment impact on fish assemblages in a large, lowland river: long-term study. *Ecological Modelling* 227, 64–71.
- Penczak, T., Godinho, F., Agostinho, A.A., 2002. Verification of the dualism ordering method by the canonical correspondence analysis: fish community samples. *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 32, 14–20.
- Penczak, T., Kruk, A., Koszalinski, H., Kostrzewa, J., Marszal, L., Galicka, W., Gowacki, L., 2000. Fishes of three oxbow lakes and their parent Pilica River: 25 years later. *Polish Archives Hydrobiology* 47, 115–130.
- Penczak, T., Kruk, A., Park, Y., Lek, S., 2005. Patterning spatial variations in fish assemblage structures and diversity in the Pilica River system. In: Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 100–113.
- Penczak, T., Mann, R., 1990. The impact of stream order on fish populations in the Pilica drainage basin, Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 38, 243–261.
- Pinto, B.C.T., Araujo, F.G., Rodrigues, V.D., Hughes, R.M., 2009. Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraiba do Sul, Brazil. *Freshwater Biology* 54, 2600–2615.
- Pont, D., Hugué, B., Oberdorff, T., 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 163–173.
- Scardi, M., Cataudella, S., Cicotti, E., Di Dato, P., Maio, G., Marconato, E., Salviati, S., Tancioni, L., Turin, P., Zanetti, M., 2005. Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: Lek, S., Scardi, M., Verdonschot, P., Descy, J.P., Park, Y.S. (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer, Berlin, pp. 114–129.
- Schlösser, I.J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52, 395–414.
- Schlösser, I.J., 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41, 704–712.
- Seaber, P.R., Kapinos, F.P., Knapp, G.L., 1987. *Hydrologic Unit Maps*. U.S. Geological Survey, Denver, CO.
- Sheldon, A.L., 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology* 49, 193–198.
- Ultsch, A., 1993. Self-organizing neural networks for visualization and classification. In: Opitz, O., Lausen, B., Klar, R. (Eds.), *Information and Classification*. Springer, Berlin, pp. 307–313.
- Van Sickle, J., 1997. Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 2, 370–388.
- Van Sickle, J., Hughes, R.M., 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 370–384.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–137.
- Vesanto, J., Himberg, J., Alhoniemi, E., Parhankangas, J., 2000. Som toolbox for matlab 5. Technical Report A57. Neural Networks Research Centre, Helsinki University of Technology, Helsinki, Finland.
- Verneaux, J., Schmitt, A., Verneaux, V., Prouteau, C., 2003. Benthic insects and fish of the Doubs River system: typological traits and the development of a species continuum in a theoretically extrapolated watercourse. *Hydrobiologia* 490, 63–74.
- Whitton, B.A., 1975. *River Ecology*. Blackwell Scientific Publishers, Oxford, England.
- Walters, D., Leigh, D., Freeman, M., Freeman, B., Pringle, C., 2003. Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, USA. *Freshwater Biology* 48, 1950–1970.
- Wootton, R.J., 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman and Hall, London.

Using a Fish-Based Model to Assess the Ecological Status of Lotic Systems in Serbia

Milica Stojković · Djuradj Milošević · Snežana Simić · Vladica Simić

Received: 5 July 2013 / Accepted: 23 July 2014 /

Published online: 26 August 2014

© Springer Science+Business Media Dordrecht 2014

Abstract Fish biotic indices have become common tools for measuring and monitoring the ecological status of aquatic ecosystems. In this study, we aimed to develop the first fish-based model for stream quality assessment in Serbia taking into account the regional specificity of the country. Fish samples were collected between 2003 and 2011 at 131 sampling sites. We employed a self-organizing map (SOM) in order to group samples into river types depending on the character of the habitat they came from. Next, the k-means cluster analysis classified samples into four groups, each describing a particular ecological condition. The indicator species were presented for each group based on their constancy and dominance. Gradients over the SOM map were sought for 17 fish community metrics. On the basis of the core metrics and selected indicator species, we proposed a fish-based index for the assessment of the ecological status of running waters in Serbia.

Keywords Biotic index · Fish community · Self-organizing map (SOM) · Indicator species · Serbia

1 Introduction

In the last decades, the rise in concern regarding water quality and water availability has encouraged many investigations to develop effective ecological tools capable of detecting the extent of anthropogenic influence. Regarding the necessity to monitor water resource quality, not only highly industrialized, but also developing countries are obliged to protect and restore all their aquatic ecosystems in order for their water bodies to be in good ecological condition

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s11269-014-0762-4) contains supplementary material, which is available to authorized users.

M. Stojković (✉) · D. Milošević
Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Niš, Višegradska
33, 18000 Nis, Serbia
e-mail: milicas@pmf.ni.ac.rs

S. Simić · V. Simić (✉)
Institute of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Radoja Domanovića 12,
34000 Kragujevac, Serbia
e-mail: simic@kg.ac.rs

(EC 2000). According to the European Water Framework Directive (WFD), fish fauna is considered as a mandatory group of aquatic biota in the evaluation of the ecological status of running waters. Indeed, the significance of fish as biological indicators of stream habitat quality has already been well documented (Karr 1981; Oberdorff and Hughes 1992; Angermeier and Davideanu 2004; Breine et al. 2004) and relies on their longevity, mobility, diversity of functional guilds and sensitivity to a wide spectrum of anthropogenic stressors including organic enrichment, acidification and physical habitat degradation (Wootton 1990; Tancioni et al. 2006).

The first attempt to assess the ecological status of fresh waters using a fish-based model (Index of Biotic Integrity-IBI) was developed by Karr (1981) and Karr et al. (1986). The original IBI was based on a multimetric approach and composed of 12 metrics. Since the 1980s, IBI has become widely used and adapted for application in various regions and ecosystems. Generally, any new version has retained the majority of the original metrics, though some of them have been adjusted to be more applicable to a particular region or stream type (Oberdorff and Hughes 1992; Angermeier and Davideanu 2004; Breine et al. 2004; Aparicio et al. 2011). In addition, as a result of the European Union project (FAME), the European Fish Index (EFI) (FAME Consortium 2004) was developed to be applied in all European country members (Pont et al. 2006). However, the FAME Consortium underlined that the EFI should not be applied in areas where the fish fauna differ from those in the tested ecoregions (Mediterranean rivers and rivers of south-eastern Europe). To overcome these limitations, the project continued with an extended study area, resulting in a new European Fish Index – EFI+, with improved performance in the Mediterranean region (EFI+ Consortium 2009). However, the Central Balkan Peninsula (Ecoregion 5) was again omitted in the development and calibration of the index.

It is well known that each region should adjust the fish index to their local conditions and history (Aparicio et al. 2011). More precisely, to properly formulate an index it is necessary to consider region-specific natural ranges of variation in metrics and region-specific human alteration of ecosystems, as well as region-specific biotic responses to alteration (Oberdorff et al. 2002; Angermeier and Davideanu 2004; Pont et al. 2006). The first biotic index formulated in Serbia, the Balkan Biotic Index (BNBI), is a macrozoobenthos-based biotic index, developed to reflect the water quality and specific aspects of the bottom fauna of the Balkan region (Simić and Simić 1999). In terms of the fish community, the only attempt to make any IBI adjustment to the regional-specificity of Serbia so far was that of Lenhardt et al. (2009). However, that study was conducted with the aim of assessing and monitoring the ecological quality of lentic systems.

The majority of fish-based indices proposed so far rely on the existence of reference or undisturbed sites (Oberdorff et al. 2002; Pont et al. 2006; Schmutz et al. 2007). However, the establishment of reference conditions is usually difficult and unreliable due to the lack of knowledge of historical conditions. Furthermore, a fundamental problem is that undisturbed sites are unlikely to exist in many countries (Brown 2000; Aparicio et al. 2011), especially in downstream reaches, where watercourses with unaltered native fauna are difficult to find (Milošević et al. 2012). Thus, we wanted here to formulate a fish-based index for ecological status assessment in Serbia, defining four tasks within our study: 1) to group samples into characteristic ecological entities (river types) 2) to classify previously defined river types depending on the extent of anthropogenic alteration 3) to define indicator species for each group of quality class according to their constancy and dominance and 4) to model ecological guild variability in relation to habitat disturbance. Furthermore, we aimed to develop a fish-based Balkan Biotic index (fBNBI), formulated in such a way that it could be integrated into the BNBI index (Simić and Simić 1999), enabling the comprehensive assessment of Serbian water bodies.

2 Material and Methods

2.1 Study Area and Sampling

The territory of Serbia has parts of five ecoregions, but mainly belongs to ecoregions 5 (Dinaric West Balkan) and 11 (Pannonian Lowland) (Paunović et al. 2012). Almost all rivers and streams are tributaries to the River Danube and consequently, belong to the Black Sea drainage basin, while a minor part belongs to the Adriatic and the Aegean Sea basin (Gavrilović and Dukić 2002). Most of the running waters in Serbia are streams and small and medium sized rivers (80 %) (Simić and Simić 1999).

In the present study, we analyzed data from 124 sites in two sub-drainages (Great Morava and Drina) of the Danube River basin in Serbia, as well as 7 sites from streams belonging to the Aegean Sea drainage basin (Fig. 1). The total investigated area covers $\frac{1}{2}$ of the lotic systems in Serbia and belongs to ecoregion 5. The human population within the investigated area is about 4.5 million inhabitants (Tockner et al. 2009). Land use is primarily forestry in the mountainous and hilly areas and agriculture and urbanization at lower elevations. The study area includes 14 dams, built to provide flood control and hydropower.

Field surveys were conducted between 2003 and 2011 during the same season (August–September). The sites were chosen to encompass a wide range of habitat alteration and different stream orders. The electrofishing procedure was conducted at 131 sampling stations (Fig. 1), out of which 84 were sampled once, 41 twice, 3 three and 3 four times during the investigated period, finally presenting 187 samples, since each sampling occasion is considered as a separate entity in data processing. Of the total number of samples, three were fishless and consequently not considered in the further statistical analysis, but were included in water quality assessment based on the organic pollution parameters. Fish were sampled using the DC

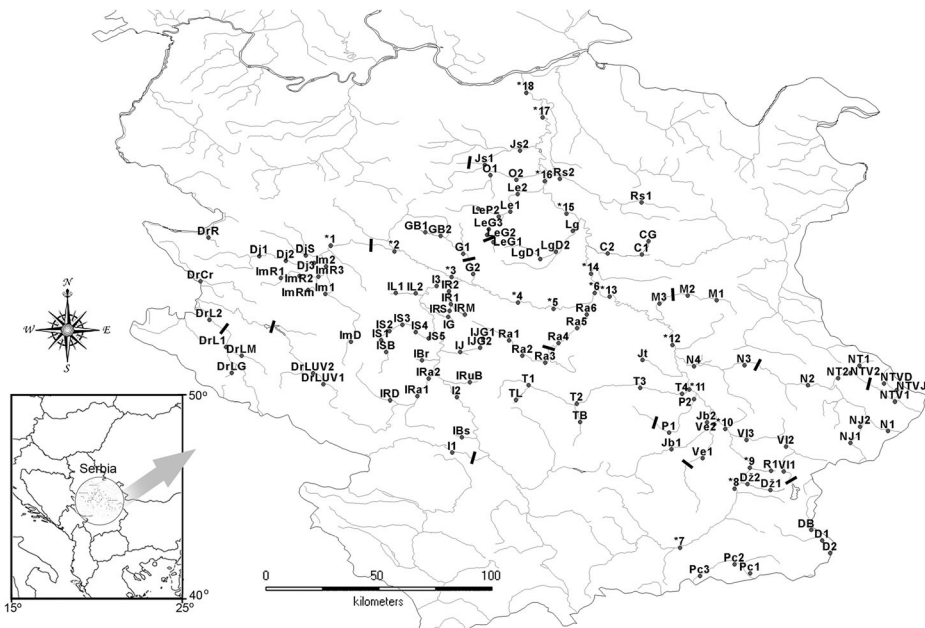


Fig. 1 Map of the study area showing locations of sampled sites used for the development of the fBNBI. Squares indicate the major dams in the studied region

electrofisher “Aquatech” IG 1300 (2.6 kW, 80–470 V). A single electrofishing pass was made in an upstream direction, along a 50 m transect for wadable streams and along 200 m when drifting from a boat. Data on fish biomass were used in data processing as the expression of population abundance (Penczak et al. 2012; Stojkovic et al. 2013). One part of the field campaign was conducted within Fisheries management plans (Simić and Simić 2006a, b).

Simultaneously with the biological data, water and habitat quality variables were estimated for each sample in order to characterize the extent of anthropogenic disturbance. Water temperature, conductivity and dissolved oxygen (DO) data were available for each sample, measured by a WTW multi 340i probe. Also, the concentrations of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and orthophosphates were estimated using the Spectrophotometer Shimatzu UV-Vis. Habitat quality was expressed by three disturbance variables: hydrological alteration (HA), channel alteration (CA) and land use intensity (LU). Similar to Angermeier and Davideanu (2004), each site was given a score of 1, 2, or 3 if slight, moderate, or severe alteration for each habitat disturbance variable was observed. Hydrological alteration was assessed according to the number of dams upstream of the site, as well as their distance from the site (Fig. 1). The identification of channel alteration and quantification of land use intensity was used from Paunović et al. (2011). With regard to the land use intensity, a site was assessed depending on the percentage of natural vegetation removed in favour of urban, industrial and agricultural areas. If no human activities were observed, a site was given a score of 1, while sites where <70 % or >70 % of the natural vegetation was cleaned were scored as 2 or 3, respectively.

2.2 Fish Metrics

The metrics selection process was performed in three steps. At first, candidate metrics were selected both according to previous efforts to assess biotic integrity in Serbia and its surrounding countries (Angermeier and Davideanu 2004; Lenhardt et al. 2009; Stojković et al. 2011) and the FAME Consortium (2004) (Online Resource 1). Secondly, we tested whether candidate metrics show the expected direction of response to environmental degradation. Finally, we selected only those metrics (core metrics) that show regularity in change across a stressor gradient and significantly differ among quality classes.

Each fish species found in the present study is categorized with regard to candidate metrics, which are mainly based on the species composition, abundance, migration, trophic, habitat, tolerance, and reproductive guilds. The assignment of fish species into ecological guilds was based on the data developed for the EFI (FAME Consortium 2004), as well as our own observations (Online Resource 2).

2.3 Data Analysis

A Kohonen self-organized map (SOM) (Kohonen 2001) was used to pattern fish assemblage data (32 species) and four variables describing the environmental characteristics of their habitat (elevation, mean water temperature, river depth and width) (Penczak et al. 2006). The SOM technique, an unsupervised learning algorithm, is widely used in ecology for data ordination, since it easily deals with non-linear and complex ecological data and is less affected by outliers (Milošević et al. 2013). Finally, it is well documented that the SOM method is a powerful tool for the clustering and visualization of large data sets (Penczak et al. 2012; Stojkovic et al. 2013) and was thus found to be the most appropriate tool for this study. A SOM network consists of an input and output layer, each built of processing units (neurons) (Kohonen 2001). The input layer receives data from the initial data matrix, which for this study consisted of 36 variables (columns) and 184 samples (rows). The variables were then log-transformed,

normalized and scaled from 0 to 1. The ordination process resulted in the output neurons being presented as a 2-dimensional grid to provide better visualization. In each output neuron, samples were located on the basis of their similarity in terms of community structure and its environment. Models in the neighbouring neurons were similar, contrary to the samples in distant neurons which were significantly dissimilar, especially those belonging to different clusters. Our decision on the number of output neurons (8x7) was influenced by the two most frequently recommended rules proposed by Vesanto et al. (2000) and Park et al. (2003). The cluster boundaries on the SOM map were defined using the k-means method (Jain and Dubes 1988).

In the second step of the SOM analysis, the candidate fish metrics and disturbance variables were included as passive variables in the previously trained SOM, which do not influence the ordination and clustering based on the active ones (Milošević et al. 2013). Fish metrics and disturbance variables were assigned to the SOM by calculating the mean value of each variable for each output neuron of the trained SOM, which was occupied by at least one input vector. We used the component planes technique to emphasise the relationship between metrics, disturbance variables and the SOM map. The distribution of fish biomass data, metrics and environmental and disturbance variables was presented in the form of a greyness gradient. The SOM analysis was carried out using the Matlab ver. 6.1.0.450 algorithm interface (<http://www.cis.hut.fi/projects/som-toolbox>).

Next, we identified indicator species in relation to their constancy and dominance for each isolated river type (Online Resource 3). Constancy (C) was expressed as a percentage of samples in which a given species was found, while dominance (D) was expressed as the relative abundance of a species within a community (Tischler 1949). Constancy and dominance were determined according to Tischler's (1949) scale: $C=75-100\%$ – euconstant; $C=50-75\%$ – constant; $C=25-50\%$ – accessory; $C=0-25\%$ – accident; $D>10\%$ – eudominant; $D=5-10\%$ – dominant; $D=2-5\%$ – subdominant; $D=1-2\%$ – recedent; $D<1\%$ – subrecedent. Only species defined as dominant and whose constancy was greater than 50 % were considered as representative for each group. For these species, the age structure of the populations was estimated by plotting their length to frequency distribution on probability paper (Cassie 1954). In the next step of the data processing, the mean values of water and habitat quality variables were calculated for each habitat group. Those values were used as input data for the k-means cluster analysis to classify previously defined river types according to their extent of anthropogenic disturbance. The k-means cluster analysis was performed in STATISTICA version 8.

As the third step of the metric selection process, we applied the Kruskal–Wallis ANOVA test and Mann–Whitney post hoc test to explore the differences between the mean values of the selected metrics, which showed the expected direction of response to human impact, among previously defined ecological quality classes using software SPSS version 15.0 (SPSS Inc, Chicago, IL, USA). Only metrics which differed in their range of values among all of the clusters were selected as core metrics, appropriate for the further analysis (see Results). Also, the Kruskal–Wallis ANOVA and Mann–Whitney tests were employed to verify differences between the mean values of the water quality parameters among quality classes.

Based on the ecological guilds selected for their regularity in change depending on the intensity of habitat deterioration, as well on the selected indicator species, we proposed a fish-based index for the assessment of the ecological status of running waters in Serbia. Based on both the component planes of fish species and their constancy and dominance, indicator fish species were chosen for specific levels of habitat degradation and assigned to the appropriate clusters. For each ecological condition, we defined ranges of the core metric data values as well as the composition of dominant indicator species and then assigned an appropriate score

(5 to reflect high, 4-good, 3-moderate and 2-poor ecological conditions). A site was given a score of 1 if no fish were found, indicating bad ecological status. Scores for metric values were assigned according to the range of metric variation within a particular class. This was calculated by dividing the interval between the medians of neighbouring groups proportionally to their quartile range. The upper (U_i) and the lower (L_i) boundary of the particular class were calculated according to the following formulas:

$$U_i = Med_i + \frac{Med_{i+1} - Med_i}{(Q_{3,i} - Med_i) + (Med_{i+1} - Q_{1,i+1})} \text{ or the maximum value for the last group,}$$

$$Q_{3,i} - Med_i$$

$$L_i = Med_i - \frac{Med_i - Med_{i-1}}{(Q_{3,i-1} - Med_{i-1}) + (Med_i - Q_{1,i})} \text{ or the minimum value for the first group,}$$

$$Med_i - Q_{1,i}$$

where Med_i is the median of group i , while $Q_{1,i}$ and $Q_{3,i}$ are the first and the third quartile of the group i . Finally, the newly proposed fish index (fBNBI) can be calculated according to the values of scores for each core metric as well as scores derived from the list of indicator species. The final score is then achieved by the sum of each score obtained, divided by the number of parameters engaged (core metrics and indicator species) in the analysis. The fBNBI classes ranged between 1 and 5. An ecological quality class was assigned to the fBNBI score, ranging from dead water (no fish present) to a site with excellent quality. The threshold values of the fBNBI classes were accepted from Simić and Simić (1999), in order to be comparable and consistent with previously defined BNBI.

3 Results

The output layer of SOM distinguished eight groups of river types based on fish species composition and the character of habitats they came from (I–VIII; Fig. 2; Online Resource 3). Group I includes small, cool-water streams at high elevations (500–1,300 m a.s.l.). Groups II, III and IV are characterized as small streams (300–900 m a.s.l.), upper reaches of medium sized rivers (200–700 m a.s.l.) and middle and lower courses of small rivers up to 500 m a.s.l., respectively. Small streams at lower elevation (up to 300 m a.s.l.) are in Group V, while Groups VI and VII consist of sites belonging to the middle and lower reaches of medium sized rivers and upper reaches of large lowland rivers, respectively, both up to 300 m a.s.l. Finally, Group VIII is characterized by the middle and lower reaches of large lowland rivers, as well as some sites belonging to medium sized rivers. The elevation gradient is clearly visible on the SOM map, from group I via II–VII towards group VIII, followed by changes in river depth, width and temperature (Fig. 3a; Online Resource 3). In further data processing, the groups were clustered according to disturbance variables and merged into four classes (clusters A, B, C and D) that represent categories of water and habitat quality (Fig. 2; Table 1).

Cluster A is composed of habitats with almost no observed habitat alteration while cluster B is characterized by slight habitat disturbance (Fig. 3b). Those clusters encompass morphologically undisturbed systems with a high chemical status and slightly degraded habitats with only natural pollution characterized as waters with a good chemical status, respectively. In addition, indicator species for both of these groups are defined according to their constancy and dominance, clearly confirmed by component planes (Online Resource 3; Fig. 4a).

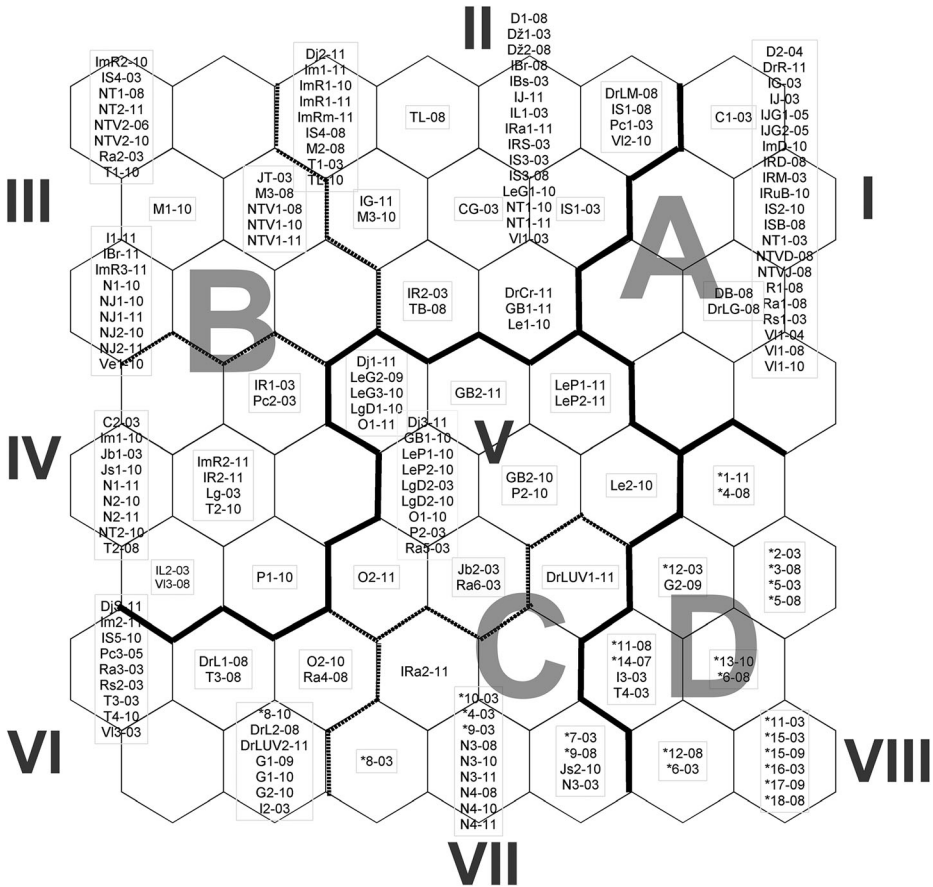


Fig. 2 The SOM map with samples assigned into the output neurons. After each site code, the abbreviation for the year of sampling is included. Multiple sampled sites have the same code, but differ in the year of investigation. *Dotted black lines* point out different river types (I-VIII). *Full bold lines* indicate the boundaries between quality classes (A, B, C and D)

Contrary to the clusters A and B, clusters C and D comprise the sites with considerable anthropogenic disturbance. Cluster C is characterised by moderate habitat alteration and water pollution (Table 1; Fig. 3b). Cluster D presents the sites with the highest degree of habitat disturbance and heavily polluted water, indicating poor chemical status. Species which are listed as the potential indicators of these groups are given in Online Resource 3. Finally, the group of samples not considered for clustering, since no fish species was observed, are characterized as very heavily polluted and severely degraded samples (Group E, Table 1).

According to the relevant literature, 17 metrics were selected as candidates (Online Resource 1). Out of the total number candidate metrics, nine metrics showed a clear gradient over the SOM map (Table 1, Fig. 4b) and were thus marked as the selected metrics. More precisely, moving through the SOM network, from cluster A via cluster B and C towards cluster D, percentage of insectivorous individuals (%INS), intolerant individuals (%INT), species with multiple age groups (%SMAG), relative abundance of rheophilic (%RHE) and lithophilic species (%LIT) decrease, while percentage of omnivorous individuals (%OMN), number of tolerant species (#TOL), relative abundance of phytophilic (%PHY) and euritopic

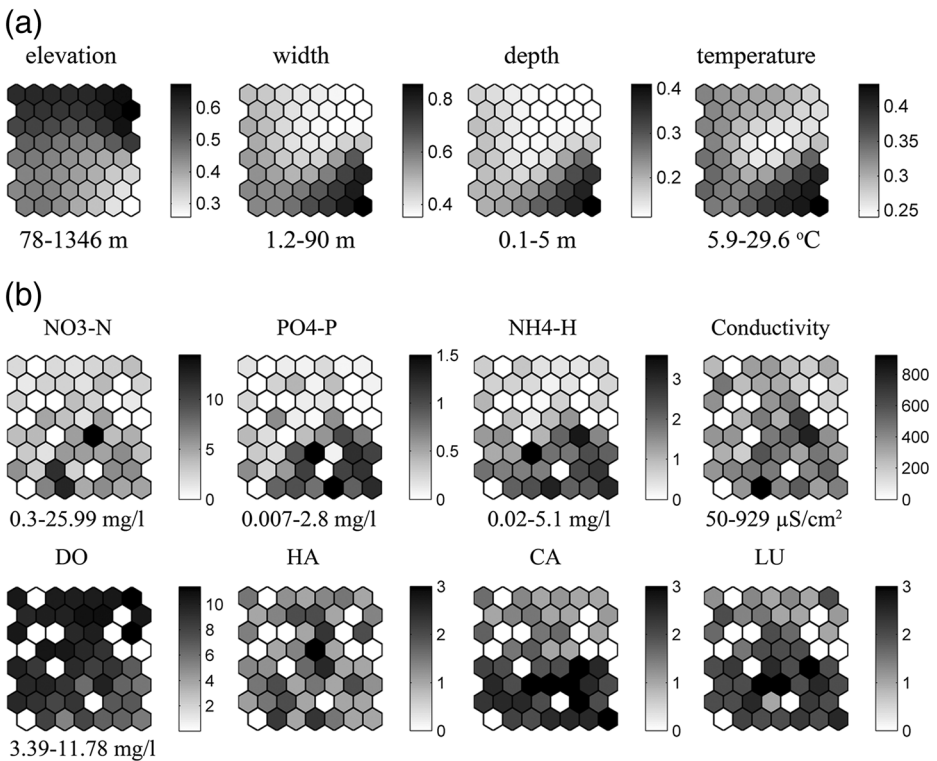


Fig. 3 **a, b** Visualization of **a** environmental variables and **b** the water quality variables (where: DO-dissolved oxygen; NO₃-N-nitrate nitrogen; PO₄-P-orthophosphate; NH₄-N-ammonia nitrogen) and habitat quality variables (where: HA-hydrological alteration; CA-channel alteration, LU-land use) with the presented range of variability for each parameter. The intensity of the *gray colour* indicates values of estimated parameters

species (%EUR) increase, showing a regularity in change depending on the extent of stress conditions (Table 1, Figs. 3b and 4b). Moreover, metrics such as %INS, %INT, %OMN and %SMAG showed a high sensitivity and gradually changed on the scale of any kind of environmental stress (Table 1, Figs. 3b and 4b). In contrast, variations in metrics %LIT, %RHE, %PHY, %EUR and #TOL were not clearly visible between clusters A and B, supported by slight differences in water and habitat quality variables. The Kruskal–Wallis ANOVA test confirmed significant differences among the clusters in terms of nine selected metrics, but the Mann–Whitney post hoc test revealed which clusters are significantly different for each estimated fish community metric (Table 1). According to these results, only three metrics (%INT, %INS and %SMAG) were significantly different among all clusters (Table 1), and consequently, became the core metrics, suitable to be employed in the final index presentation (Table 2).

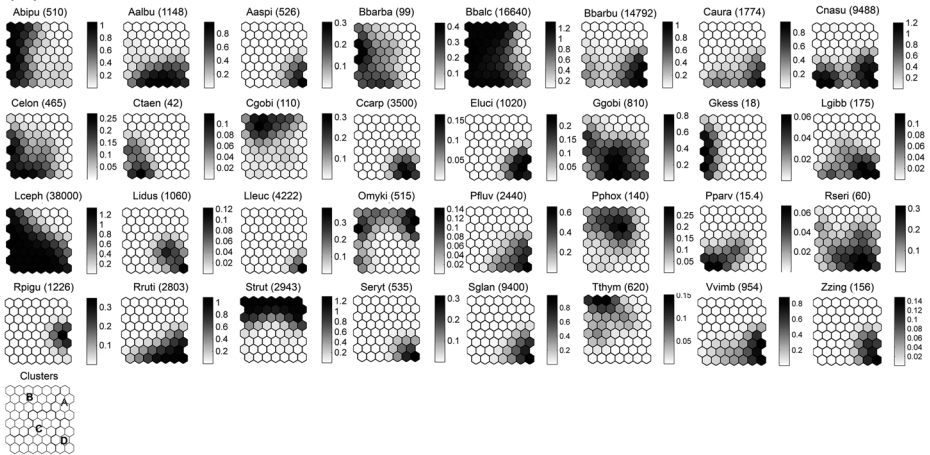
4 Discussion

The conception and mode of use of the newly developed fish-based index is similar to the BalkaN Biotic Index (BNBI) (Simić and Simić 1999), but with certain modifications. The

Table 1 Mean values±SD for selected water quality variables (the ranges in brackets) and selected fish community metrics for each group obtained by cluster analysis (A, B, C and D). Group E comprises fishless samples. Values not sharing a common letter are significantly different: ^{a,b}*p*<0.05

Variable	Group				
	A (N=24)	B (N=79)	C (N=59)	D (N=22)	E (N=3)
NO ₃ -N (mg/l)	2.34±1.59 ^a (0.3–7.2)	2.99±2.01 ^a (0.5–9.1)	5.85±3.88 ^b (0.3–25.99)	5.14±2.1 ^b (1.5–10.2)	4.73±0.45 ^b (4.23–5.11)
PO ₄ -P (mg/l)	0.05±0.07 (0.007–0.09)	0.28±0.33 (0.01–1.54)	0.66±0.56 (0.01–2.8)	1.29±0.38 (0.74–1.99)	2.80±0.12 (2.69–2.94)
NH ₄ -H (mg/l)	0.49±0.42 (0.02–1.45)	0.88±0.82 (0.02–3.12)	1.99±1.27 (0.2–5.1)	2.45±0.8 (1.05–3.6)	7.46±0.48 (6.99–7.96)
Conductivity (µS/cm ²)	172.70±78.13 (50–310)	305.40±117.8 (92–545)	407.85±178.11 ^a (160–929)	478.75±98.07 ^b (234–626)	435.33±10.01 ^{a,b} (426–446)
Dissolved oxygen (mg/l)	11.48±0.7 (10.13–11.78)	10.04±1.07 (6.11–11.77)	7.74±1.72 (4.8–9.4)	5.65±1.42 (3.39–7.48)	3.66±0.31 (3.33–3.96)
Metrics					
%OMIN	1.56±7.65	9.99±13.50	39.01 ^a ±22.10	43.95 ^a ±27.41	–
%INS	96.98±8.83	39.51±24.70	11.89±15.56	2.49±6.43	–
%LIT	97.74±8.24 ^a	97.00±5.89 ^a	76.92±22.02	59.92±25.12	–
%PHY	0±0 ^a	0.16±1.47 ^a	5.02±7.81	33.06±22.64	–
%RHE	98.41±7.65 ^a	98.75±3.13 ^a	85.24±18.94	63.15±24.94	–
%EUR	0±0 ^a	0.23±1.50 ^a	8.82±13.67	34.11±22.96	–
#TOL	0±0 ^a	0.05±0.21 ^a	1.04±1.11	3.18±1.33	–
%INT	97.12±10.60	90.84±16.58	72.41±25.92	19.53±29.53	–
%SMAG	100±0	72.82±20.07	61.70±20.35	49.55±17.99	–

(a)



(b)

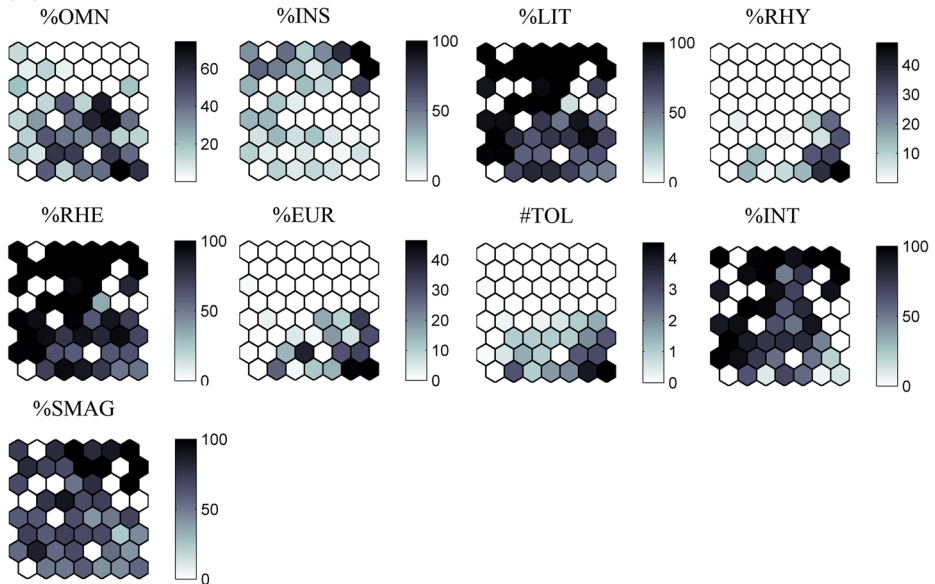


Fig. 4 **a, b** Visualization of **a** distribution patterns of 32 fish species in the previously trained SOM. The abbreviations were created using the first letter of the genus name, and four letters of the species name, since the SOM program accepts only 5–6 letters for variables' names. Full Latin names of species are presented in Online Resource 2. The intensity of the gray colour indicates species biomass in grams (in brackets, maximum values of biomass) in sites located in a neuron. **b** Selected fish community metrics on the SOM map. The intensity of the gray colour indicates the values of each metric

main difference is that the BNBI assumes that species diversity decreases with a decrease in habitat quality, which was not the case in our study. We did not take the diversity indices into consideration as a selected metric since it is well known that there is no linear relationship between stress and species diversity of aquatic biota (Rapport 1997; Wichert and Rapport 1998). More precisely, these authors emphasised that this relationship is a complex function where biodiversity often increases with stress and then declines under extreme conditions of

Table 2 The matrix of the fBNBI method. The values in brackets stand for the number of age groups for some indicator species

%INT	%INS	%SMAG	Indicator species (Dominance >10 %)	Score	Ecological quality
100	100	100	<i>Salmo trutta</i> (≥ 3)	5	High 4.6–5
89–99.99	19–99.99	69–99.99	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (≥ 2) <i>Barbatula barbatula</i> <i>Barbus balcanicus</i> (> 2) <i>Leuciscus cephalus</i> (> 2) <i>Salmo trutta</i> (< 3)	4	Good 3.6–4.5
45–88.99	2–18.99	57–68.99	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (< 2) <i>Alburnus alburnus</i> <i>Barbus balcanicus</i> (≤ 2) <i>Chondrostoma nasus</i> <i>Gobio gobio</i> <i>Leuciscus cephalus</i> (≤ 2)	3	Moderate 2.6–3.5
45	2	57	<i>Barbus barbus</i> <i>Carassius auratus</i> <i>Perca fluviatilis</i> <i>Rutilus rutilus</i> <i>Silurus glanis</i> <i>Vimba vimba</i>	2	Poor 1.1–2.5
No fish present				1	Bad 1

disturbance. On the other hand, fish metrics based on ecological preferences, as a characteristic of community structure that changes in a predictable way with increased human influence, are found to be suitable in many fish indices proposed so far (Karr 1981; Karr et al. 1986; Belpaire et al. 2000; Angermeier and Davideanu 2004; Breine et al. 2004; Pont et al. 2006).

In our study, a clear gradient over the SOM map was visible for all nine selected metrics, with the exception of clusters A and B. Those clusters were characterized by salmonids and accompanying species and, according to our results, can be distinguished only by metrics %INT, %INS, %SMAG and %OMN (Table 1; Fig. 4b). The high dominance of brown trout in clusters A and B is typical for cool and well oxygenated waters with a low concentration of mineral compounds (Jackson et al. 2001), indicating high water quality. Also, it is well known that the brown trout is dependent on certain physical characteristics of its habitat due to its requirement of a suitable spawning substrate (Schiemer and Waidbacher 1992; Cowx 2000), and thus, is sensitive to any kind of water pollution and habitat morphology alteration (Siligato and Bohmer 2002; Tockner et al. 2009). Despite the high dominance of brown trout in cluster B, where the water quality is still high, the main difference from cluster A was the lower percentage of species with multiple age groups, which mainly refers to brown trout, due to the increase of channel morphology degradation (Figs. 3b and 4b). In addition, cluster B was characterized by an increase in temperature and lower oxygen content, which allows the co-occurrence of the brown trout (still largely present but with a lower number of age groups) with rheophilic cyprinids such as *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus balcanicus* and *Leuciscus cephalus* together with *Barbatula barbatula* (Lasne et al. 2007; Stojkovic et al. 2013). With regard to this, the presence of *L. cephalus* and *B. barbatula* contributed to the decrease in proportion of insectivore species in cluster B (Fig. 4b). Also, it is important to emphasise that the stone loach is less sensitive to pollution and river morphological alterations than other rheophils (Siligato and Bohmer 2002; Kruk 2007a). In contrast, Maceda-Veiga and De Sostoa (2011) presented the stone loach as being intolerant to water quality deterioration, but

moderately tolerant to physical habitat destruction, which is consistent with our results. Consequently, its frequent occurrence in cluster B (especially Groups III and IV) is in accordance with slight habitat disturbance (Fig. 3b).

The mean values of water chemistry parameters in cluster C indicated the presence of organic enrichment (Table 1; Fig. 3b). Also, moderate channel modification and land use were evident. In this regard, the appropriate direction of the metrics' response to the extent of human alteration was observed (Table 1; Fig. 4b). For instance, as the habitat conditions get worse, %OMN increases in favour of %INS, as omnivorous species are able to adapt their trophic regime in response to an alteration in the river food webs (Karr 1981, Pont et al. 2006). Some species, defined as indicators for this group (Online Resource 3), are well known as indicators of water quality impairment which are first dominant in disturbed streams (Kruk 2007a). For instance, *Alburnus alburnus* is considered to be tolerant to environmental degradation, especially river morphological alterations (Maceda-Veiga and De Sostoa 2011). In addition, *Gobio gobio* a representative of cluster C, is absent in severely polluted streams but could be dominant in some channelized reaches (Kruk 2007a). Although bleak is regarded as more tolerant to water and habitat quality than gudgeon, both species could be considered as indicators of moderately modified sites (Kruk 2007a; b). The species *Leuciscus cephalus* was also listed as an indicator for this cluster, regardless of its wide distribution over the SOM map and presence in many clusters. Chub is an opportunistic and common species in various habitats, with its wider tolerance range (Oberdorff et al. 2002; Takacs et al. 2008; Maceda-Veiga and De Sostoa 2011). Nevertheless, our results are more consistent with Belpaire et al. (2000) and Segurado et al. (2011) where chub shows medium demands on both water and habitat quality. Bearing that in mind, the moderate character of environmental quality in cluster C still allows a high presence of chub, but with a lower number of age groups, presumably due to a greater extent of channel alteration in comparison to cluster B. Finally, the vulnerability of *Barbus balcanicus* is quite unknown, so its presence at almost all sites (Fig. 4a) pointed out a questionable sensitivity of this species to stress. Furthermore, *B. balcanicus* is an endemite of the Balkan Peninsula (Kotlik et al. 2002), and thus, the amount of information regarding its ecological preferences is insufficient for the reliable evaluation of its sensitivity to habitat disturbance.

In cluster D, the high concentration of mineral compounds, lower oxygen content, severe channelization and land use (Table 1; Fig. 3b) led to the highest or lowest values of metrics depending on the predicted response to degradation. This is particularly true for metric %INT, since intolerant species, sensitive to habitat alteration, almost disappeared in this cluster (Table 1; Fig. 4b) (Pont et al. 2006). The indicators of this cluster were mainly represented by eurytopic species such as *Carassius auratus*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus* and *Silurus glanis*. The high dominance of eurytopic species is considered as an indication of significant habitat and water quality alteration (Pont et al. 2006; Lenhardt et al. 2009). Many previous studies have reported that generalist species, such as roach and perch, dominate in degraded conditions and are often considered as indicators of the destruction of riverine habitats and heavily polluted waters (Kruk 2006; Kruk 2007a, b). More precisely, it has been proven that the roach not only can survive but can also increase its production in heavily polluted watercourses (Verneaux 1981; Clark and Fraser 1983). Also, channelization can provide favourable conditions for the dominance of perch (Wolter and Vilcinskis 1997). Finally, *C. auratus* is one of the most tolerant species to water and habitat quality degradation (Belpaire et al. 2000; Angermeier and Davideanu 2004).

Finally, group E was not derived by SOM analysis since the absence of fish species may provide skewed results, but the water quality data for those samples are available (Table 1). Those samples were fishless due to severely degraded water and habitat quality (Chapman 1996).

In conclusion, fish biotic indices are an essential part of the management and conservation policy of aquatic ecosystems (Belpaire et al. 2000). The significance of our work lies on the fact that fBNBI is the first attempt regarding IBI adjustment to the regional-specificity of Serbian running waters. It would be a clear benchmark to judge the ecological quality of lotic systems in Serbia and to identify waters most in need of protection or restoration. The methodology used to develop the fBNBI is modified and differs from other fish indices. We proposed the fish-based index for assessment of ecological status of lotic systems emphasising the bioindicator properties of fish species as well as fish community metrics. Finally, to assure the reliable and comprehensive assessment of ecological condition we feel that the BNBI and fBNBI should be employed simultaneously. Also, we suggest that future research should be undertaken to verify regional-specific tolerance values for many species in order to enhance the overall performance of the index.

Acknowledgments This study was supported by grant #III043002 by the Serbian Ministry of Education and Science. We want to thank Professor Tadeusz Penczak and Professor Andrzej Kruk (Poland) for help with data analysis as well as the great support and useful advice about this study.

References

- Angermeier PL, Davideanu G (2004) Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia* 511:65–78
- Aparicio E, Carmona-Catot G, Moyle PB, Garcia-Berthou E (2011) Development and evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams. *Aquat Conserv Mar Freshwat Ecosyst* 21:324–337
- Belpaire C, Smolders R, Auweele IV, Ercken D, Breine J, Van Thuyne G, Ollevier F (2000) An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434:17–33
- Breine J, Simoens I, Goethals P, Quataert P, Ercken D, Van Liefferinghe C, Belpaire C (2004) A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522:133–148
- Brown LR (2000) Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environ Biol Fish* 57:251–269
- Cassie RM (1954) Some uses of probability paper in the analysis of size frequency distributions. *Mar Freshw Res* 5:513–522
- Chapman DV (1996) Water quality assessments: a guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring, 2nd edn. Chapman & Hall, London
- Clark ER, Fraser JAL (1983) The survival and growth of six species of freshwater fish, in tapwater and diluted and undiluted effluent from sewage percolating filters. *J Fish Biol* 22:431–445
- Cowx IG (2000) Management and ecology of river fisheries. Blackwell Science, London
- EFI+ Consortium (2009) Manual for the application of the new European Fish Index—EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. <http://efi-plus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf>
- European Community (EC) (2000) Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off J Eur Communities* L3(27):1–72
- FAME Consortium (2004) Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005. http://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf
- Gavrilović L, Dukić D (2002) Reke Srbije. Zavod za udzbenike i nastavna sredstva, Beograd
- Jackson DA, Peres-Neto PR, Olden JD (2001) What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can J Fish Aquat Sci* 58:157–170
- Jain AK, Dubes RC (1988) Algorithms for clustering data. Prentice-Hall, New Jersey
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21–27

- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ (1986) Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey. Special Publication 5, Urbana, Illinois
- Kohonen T (2001) Self-organizing maps, 3rd edn. Springer, Berlin
- Kotlik P, Tsigenopoulos CS, Rab P, Berrebi P (2002) Two new *Barbus* species from the Danube River basin, with redescription of *B. petenyi* (Teleostei: Cyprinidae). *Folia Zool* 51:227–240
- Kruk A (2006) Self-organizing maps in revealing variation in non-obligatory riverine fish in long-term data. *Hydrobiologia* 553:43–57
- Kruk A (2007a) Long-term changes in fish assemblages of the Widawka and Grabia Rivers (Poland): pattern recognition with a Kohonen artificial neural network. *Ann Limnol Int J Lim* 43:253–269
- Kruk A (2007b) Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. *J Appl Ichthyol* 23:9–18
- Lasne E, Bergerot B, Lek S, Laffaille P (2007) Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Res Appl* 23:877–890
- Lenhardt M, Marković G, Gacic Z (2009) Decline in the Index of Biotic Integrity of the fish assemblage as a response to reservoir aging. *Water Resour Manag* 23:1713–1723
- Maceda-Veiga A, De Sostoa A (2011) Observational evidence of the sensitivity of some fish species to environmental stressors in Mediterranean rivers. *Ecol Indic* 11:311–317
- Milošević D, Simić V, Stojković M, Živić I (2012) Chironomid faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia* 683:62–82
- Milošević D, Simić V, Stojković M, Čerba D, Mančev D, Petrović A, Paunović M (2013) Spatio-temporal pattern of the Chironomidae community: toward the use of non-biting midges in bioassessment programs. *Aquat Ecol* 47:37–55
- Oberdorff T, Hughes R (1992) Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228:117–130
- Oberdorff T, Pont D, Huguény B, Porcher JP (2002) Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of 'river health' in France. *Freshw Biol* 47:1720–1734
- Park YS, Céréghino R, Compin A, Lek S (2003) Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecol Model* 160:265–280
- Paunović M, Simić V, Simić S, Vuković D, Petrović A, Vasiljević B, Zorić K, Tomović J, Atanacković A, Marković V (2011) Biological quality elements in WFD implementation in Serbia – typology, reference conditions and ecological status class boundaries. Technical Report, Contracts No. 01–772. Institute for Biological Research “Siniša Stanković”, Beograd
- Paunović M, Tubić B, Kračun M, Marković V, Simić V, Zorić K, Atanacković A (2012) Ecoregions delineation for the territory of Serbia. *Water Res Manag* 2:65–74
- Penczak T, Kruk A, Grzybkowska M, Dukowska M (2006) Patterning of impoundment impact on chironomid assemblages and their environment with use of the self-organizing map (SOM). *Acta Oecol* 30:312–321
- Penczak T, Glowacki L, Kruk A, Galicka W (2012) Implementation of a self-organizing map for investigation of impoundment impact on fish assemblages in a large, lowland river: long-term study. *Ecol Model* 227:64–71
- Pont D, Huguény B, Beier U, Goffaux D, Melcher A, Noble R, Rogers C, Roset N, Schmutz S (2006) Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *J Appl Ecol* 43:70–80
- Rapport DJ (1997) Biodiversity and saving the earth. *Environ Monit Assess* 49:169–175
- Schiemer F, Waidbacher H (1992) Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon PJ, Calow P, Petts GE (eds) *River conservation and management*. Wiley, Chichester, pp 363–382
- Schmutz S, Melcher A, Frangez C, Haidvoogl G, Beier U, Böhmer J, Breine J, Simoens I, Caiola N, De Sostoa A et al (2007) Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fish Manag Ecol* 14:441–452
- Segurado P, Santos JM, Pont D, Melcher AH, Jalon DG, Hughes RM, Ferreira MT (2011) Estimating species tolerance to human perturbation: expert judgment versus empirical approaches. *Ecol Indic* 11:1623–1635
- Siligato S, Bohmer J (2002) Evaluation of biological integrity of a small urban stream system by investigation longitudinal variability of the fish assemblage. *Chemosphere* 47:777–788
- Simić V, Simić S (1999) Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia* 416:51–64
- Simić V, Simić S (2006a) Srednjoročni program za unapređenje ribarstva na ribarskom području “Južna Morava 1”. Asocijacija OOSR “Veternica” i OOSR “Vlasina” Leskovac (2006–2010)
- Simić V, Simić S (2006b) Srednjoročni program za unapređenje ribarstva na ribarskom području “Zapadna Morava 2-Kraljevo” ZSOR “Rasina”—“Hristifor Perišić Kićo” (2006–2010)
- Stojković M, Milošević Đ, Simić V (2011) Ichthyological integral indices, the history of development and possible application on rivers in Serbia. *Biol Nyssana* 2:59–66

- Stojkovic M, Simic V, Milosevic D, Mancev D, Penczak T (2013) Visualization of fish community distribution patterns using the self-organizing map: a case study of the Great Morava River system (Serbia). *Ecol Model* 248:20–29
- Takacs P, Csoma E, Eros T, Sandor NA (2008) Distribution patterns and genetic variability of three stream-dwelling fish species. *Acta Zool Acad Sci Hung* 54:289–303
- Tancioni L, Scardi M, Cataudella S (2006) Riverine fish assemblages in temperate rivers. In: Ziglio G, Siligardi M, Flaim G (eds) *Biological monitoring of rivers: applications and perspectives*. Wiley, Chichester, pp 47–69
- Tischler W (1949) Zur Syntese biozönotischer Forschung. *Acta Biotheor* 9:135–162
- Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT (2009) *Rivers of Europe*. Academic, San Diego
- Vermeaux J (1981) Les poissons et la qualite' des cours d'eau. *Ann Sci Univ Franche-Comté* 2:33–41
- Vesanto J, Himberg J, Alhoniemi E, Parhankangas J (2000) Som toolbox for matlab 5. Technical Report A57. Neural Network Research Centre, Helsinki University of Technology, Helsinki
- Wichert G, Rapport DJ (1998) Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environ Manag* 22:425–443
- Wolter C, Vilcinskas A (1997) Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecol Freshw Fish* 6:174–181
- Wootton RJ (1990) *Ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall, London



Commercial fish species of inland waters: A model for sustainability assessment and management



Vladica M. Simić^{a,*}, Snežana B. Simić^a, Milica Stojković Piperac^b, Ana Petrović^a, Djuradj Milošević^{b,*}

^a Institute of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, R. Domanovića 12, 34000 Kragujevac, Serbia

^b Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Niš, Višegradska 33, 18000 Niš, Serbia

HIGHLIGHTS

- We proposed ESHIPPOfishing model for commercial fish species conservation.
- The model estimates the degree of sustainability of commercial fish populations.
- The results indicate the lowest degree of sustainability for sterlet and huchen.
- The ESHIPPOfishing model is formulated to be applicable to any kind of river basin.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 9 May 2014

Received in revised form 9 July 2014

Accepted 23 July 2014

Available online 29 August 2014

Editor: C.E.W. Steinberg

Keywords:

Danube Basin

Keystone population

Keystone habitat/ecosystem

Population sustainability

Self-organizing map

ABSTRACT

The permanent increase in the exploitation of commercial fish species has led to the need for developing practical and effective tools for the sustainability assessment and management of the target fish populations. The aim of this study was to formulate an ESHIPPOfishing model which would provide a reliable assessment of commercial fish population sustainability and indicate the conservation priorities. The existing ESHIPPO model was modified by introducing a new Index of local sustainability of fish populations (ILSFP) which enables the selection of “keystone populations” and “keystone habitats/ecosystems” within the basin being investigated. We employed a self-organizing map (SOM) in order to visualize the spatial distribution of the keystone populations and keystone habitats/ecosystems for each fish species. Based on the ILSFP values, environmental specialization (ES) of a fish species and local environmental factors (HIPPO factors), the model estimates the degree of sustainability (DS) of commercial fish populations in the freshwater ecosystems of the western Balkan Peninsula. The results indicate a low degree of sustainability for the majority of commercial fish species of the Middle Danube Basin, especially *Acipenser ruthenus* and *Hucho hucho*. The ESHIPPOfishing model presents a cost effective conservation approach, formulated to be applicable to any kind of river basin. The application of the ESHIPPOfishing model provides a comprehensive insight into the viability of target fish populations, which would not only further improve the selection of conservation priorities, but also facilitate the management of aquatic ecosystems.

© 2014 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The overexploitation of inland water biological resources leads to their depletion, which is more intensive than in terrestrial ecosystems (Essl et al., 2013). Among aquatic biota, fish are the most endangered group, being exposed to illegal and/or uncontrolled fishing (Cooke and Cowx, 2006; Maitland et al., 2007; Sumaila et al., 2007; Mota et al., 2014). Previous studies indicate that intensive fishing strongly affects the life-history, behaviour, physiology, and morphology of exploited fish species (Laugen et al., 2014). This is especially true for commercial fish species, particularly in developing countries where the restriction of overexploitation is less efficient (Smederevac-Lalić et al., 2012).

Poor management and conservation policies and practice for the aquatic ecosystems of Western Balkan countries have led to an increased risk of extinction for important commercial fish species. The absence of an appropriate bio-monitoring programme is the main obstacle to applying any of the commonly used methods for assessing the risk of extinction (IUCN (IUCN, 2013), Vortex system (Miller and Lacy, 2003), FISAT II (Gayaniolo et al., 2005)). In addition, the status of endangered fish populations is rapidly getting worse, overtaking the published assessment results of the IUCN system (Rocha et al., 2013) which could also affect the utility of conservation programmes.

Generally, the majority of studies so far have been focused on models for assessing the sustainability and vulnerability of biological resources and biodiversity for marine ecosystems (Musick, 1999; Béné and Doyen, 2003; Cheung et al., 2005; Le Quesne and Jennings, 2012; Burrow et al., 2013), whereas only a few studies have applied such

* Corresponding authors. Tel.: +381 34300246; +381 18533015.

E-mail addresses: simic@kg.ac.rs (V.M. Simić), djuradj@pmf.ni.ac.rs (D. Milošević).

models to the ecosystems of inland waters (Giam et al., 2011; Meixler, 2011; Linke et al., 2012). One such model, which assesses the state of the biological resources in freshwater ecosystems, was proposed by Simić et al. (2007). They presented the ESHIPPO model with the aim of assessing the risk of extinction and conservation priority for endangered species of macroalgae, macroinvertebrates and fish at a regional level. The model consists of two main steps. The first step is to quantify the ecological specialization of taxa—ES (including the global evolutionary adaptive characteristics of taxa, such as: adaptation to habitat, nutrition, reproduction, life cycle, body size, endemism and level of fragmentation; Fisher and Owens, 2004). The second step is to calculate the values of global factors of biodiversity endangerment, given in the acronym HIPPO (including: Habitat alteration, Invasive species, Pollution, Population growth and Overexploitation; Brennan and Withgott, 2005). Finally, the sum of the values of the ES and HIPPO parameters reflects the level of the risk of extinction and the conservation priority for aquatic taxa in the investigated area.

The ESHIPPO method could indicate whether the target species needs to be a conservation priority. However, this index does not provide any information regarding sustainability of the target population (keystone-population) and habitats or entire ecosystems (keystone-habitats/ecosystems). Applied to commercial fish species, the keystone population and keystone habitats/ecosystems represent the basic units of fisheries management and of the sustainable use and conservation of fish resources. A similar model was presented by Chantepie et al. (2011) and Chester and Robson (2013), in which they introduced the concept of refuge in the management of freshwater biodiversity. Moreover, such information is crucial for the conservation management of inland waters, which has to be cost-effective because of financial and time constraints.

The aim of this study is to develop a new ESHIPPO_{fishing} model which would enable more efficient assessment of the sustainability of

commercial fish species populations. In accordance with this aim we wanted to extend the ESHIPPO model by defining the indicators for the assessment of the Index of local sustainability of fish populations (ILSFP). Finally, we aimed to define the ecological, spatial, temporal and functional bond between the keystone populations and keystone habitats/ecosystems of target fish species.

2. Materials and methods

2.1. ESHIPPO_{fishing}: assumptions and rationale

The model was tested in the fishing waters of the Middle Danube Basin (Sommerwerk et al., 2009) in the territories of the Western Balkan countries (70% in the territory of Serbia) (Fig. 1). In order to evaluate the degree of sustainability of commercial fish populations the most important species are included in the model: sterlet *Acipenser ruthenus* Linnaeus 1758, huchen *Hucho hucho* (Linnaeus 1758), grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus 1758), brown trout *Salmo trutta* Linnaeus 1758, pike-perch *Sander lucioperca* (Linnaeus 1758), catfish *Silurus glanis* Linnaeus 1758, pike *Esox lucius* Linnaeus 1758, carp *Cyprinus carpio* Linnaeus 1758, bream *Abramis brama* (Linnaeus 1758), barbel *Barbus barbus* (Linnaeus 1758), nase *Chondrostoma nasus* (Linnaeus 1758), chub *Squalius cephalus* (Linnaeus 1758) and Prussian carp *Carassius gibelio* (Bloch 1782). In this study, the term commercial fish species applies not only to species harvested for profit purposes, but also to species significant for recreational fishing.

In order to obtain the results of this study, a robust and heterogeneous data set was used and processed in two phases.

2.1.1. Phase 1—working database

Two databases were constructed using data from the professional and scientific papers on fishing and fish resources in the Middle Danube

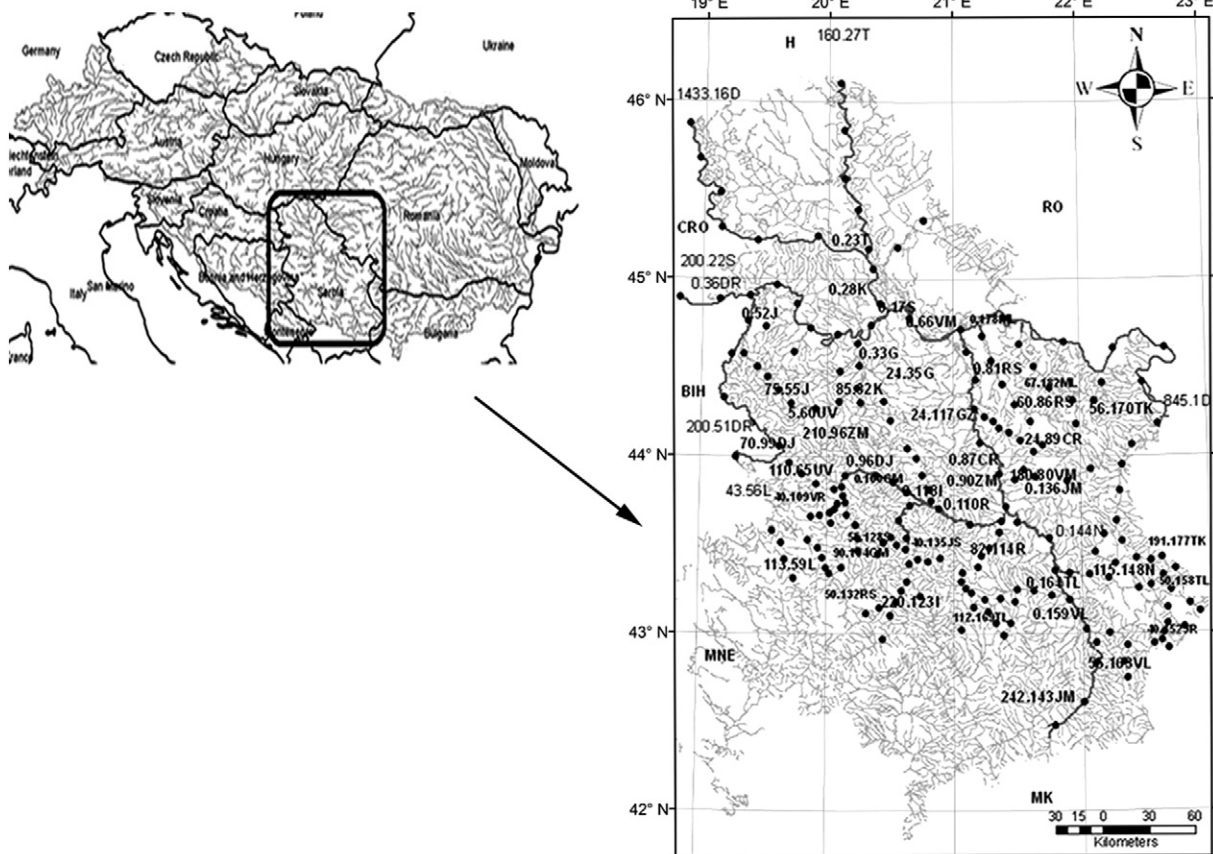


Fig. 1. Sites under investigation of commercial fish species over the Middle Danube Basin.

Basin of the Western Balkan countries for the period 1860 to 2012. Database “A” was named *Biodiversity in aquatic ecosystems in Serbia* (BAES) (Simić et al., 2006; <http://baes.pmf.kg.ac.rs>) and it contains the following data: dominance and frequency of fish species in the aquatic ecosystems of the basin being analysed, temporal and spatial distribution of fish species and the fragmentation and isolation of fish populations. The second database, database “B”, contains the routine (field) parameters of fish stocks and the local environmental factors given in the HIPPO acronym, which are the main threats affecting fish stock in the study area (Habitat alteration, Invasive species, Pollution, Population growth and Overexploitation) (Tables A1, A2 & A3 in Supporting information). The parameters of fish stocks are presented as direct parameters (length and weight of the body and sex structure) and indirect parameters (the number of age classes, biomass (kg/ha), the actual production (kg/ha/yr) (Chapman, 1971) and potential production (kg/ha/yr) (Huet, 1964)). The data for matrix B were partly taken from fish resources management programmes from 1955 to 2013 (statistical data in the report on the state of the environment in Serbia, Bosnia and Herzegovina and Montenegro, Anonymous, 2006–2012). Additionally, the rest of the data include the results of our own evaluation of fish resources for the period from 2000 to 2013. Fish resources were surveyed at a total number of 166 sites along the Danube Basin, once per three year period (Fig. 1, Table A4 in Supporting information). The sites were sampled along 10 km of river length for large rivers (over 100 m channel width), along 5 km of river length for medium sized rivers (25–100 m channel width) and along 2 km of river length for small rivers (up to 25 m channel width). The sites are distributed at relatively equal distances from each other along the rivers (40 km for large rivers, 10–20 km for middle sized and 5–10 km for small rivers). The variation of distance between the sites in a given range is directly related to the total length of the watercourse. The classification of the river zone was carried out according to the community structure and the dominant fish species in: epi-meta-hiporitron and epi-meta-hipopotamon (Illies and Botasaneanu, 1963). The evaluation of fish resources was conducted during low water periods (August, September and October). Data on the fish community and fish livestock were obtained using appropriate methodology for different river types. Experimental fishing was carried out in large and middle-sized rivers using electro-fishing and netting tools, and the catch of professional fishermen and anglers was analysed. Netting tools were not used in small sized rivers. Data obtained from different sampling techniques were merged together and used for calculating the mean annual catch for each specific river section. Furthermore, these values were used to derive the parameters necessary for the construction of an input matrix. Databases A and B in the model were used to derive the value of the Index of local sustainability of fish populations (ILSFP). Such a modification of the ESHIPPO model enables the assessment of the sustainability and management of commercial fish species populations in inland waters. The ecological base of the ILSFP is the fact that local populations of fish develop specific adaptive characteristics, which are a result of adaptation to the local conditions of the habitat (Schnell et al., 2013). The population of fish with the highest ILSFP value is considered as a keystone-population, and the habitats or entire ecosystems in a basin inhabited by the fish species with the best ILSFP values for at least the last 10 years are considered as keystone-habitats/ecosystems. To calculate the ILSFP values, we used ARCGIS 9 (ESRI, 2004) and derived a geo-differentiated map with net squares of 2×2 km.

2.1.2. Phase 2—the ES, ILSFP and HIPPO calculation

To evaluate the ecological specialization (ES) of commercial fish species in inland waters, the same principle as in the ESHIPPO model is used (Simić et al., 2007). The data for the evaluation of the ES model elements were obtained from the databases: FishBase (Froese and Pauly, 2013) and AQEM (AQEM, 2002). Indicators for each structural ES unit were measured by a simple three-stage scale (Table 1).

The calculation of the ILSFP is a key modification in the model and is based on the parameters which define the indicators of fish stock in relation to the basic structural unit of ES (Table 1). The reliable evaluation of the ILSFP of a commercial fish species requires a 10 year period of survey.

The ILSFP indicators of fish populations at a particular site (habitat/ecosystem of the basin) are named ILSFPsites. The 5–3–1 score system is used to quantify the ILSFPsites (Eq. (1)):

$$\begin{aligned} \text{ILSFPsites} &= 1 \text{ if } \sum(d + f + bm + fsm\% + sh\% + nAge + Lmean) \\ &\quad + \sum(epa\% + ppa\%) > 38 \\ \text{ILSFPsites} &= 3 \text{ if } \sum(d + f + bm + fsm\% + sh\% + nAge + Lmean) \\ &\quad + \sum(epa\% + ppa\%) = 24-38 \\ \text{ILSFPsites} &= 5 \text{ if } \sum(d + f + bm + fsm\% + sh\% + nAge + Lmean) \\ &\quad + \sum(epa\% + ppa\%) < 24 \end{aligned} \quad (1)$$

(abbreviations explained in Table 1).

The ILSFPsites value for each fish species along the whole length of the investigated basin is called ILSFPbasin. It is defined as a percentage of the total length of the basin according to the following formula (Eq. (2)):

$$\text{ILSFPbasin} (\%) = \Sigma(ds5)/(dt) \times 100 \quad (2)$$

where (ds5)–length/surface (size) of the sites of the river habitat (in km and ha) where the ILSFP value for some fish species is equal to 5 (obtained by adding the 2×2 km-squares on the geo-differentiated map) and (dt)–total length/surface (size) of the river habitat (in km and ha) in which the fish species is present within the investigated basin.

The ILSFPbasin value is also presented in the 5–3–1 score system: 1 point for the highest value (>50%), 3 points for medium values (20–49.9%) and 5 points for low values (<20%). It is used in the final calculation of the ESHIPPOfishing model (Table 2).

The HIPPO factors on each investigated site of the basin are evaluated in relation to the defined indicators, using the 5–3–1 score system (Table 3). Finally, the values of the ESHIPPOfishing model for evaluating the sustainability of commercial fish species in a basin are presented in the formula (Eq. (3)):

$$\text{ESHIPPOfishing} = \Sigma(\text{ES} + \text{ILSFP}) + \Sigma\text{HIPPO} \quad (3)$$

The priority of commercial fish species is determined by the final results of the model. The final ESHIPPOfishing score represents the degree of sustainability (DS) of the commercial fish species in the area of the basin being evaluated (Tables 4).

2.2. Statistical analysis

To visualize the relatedness of habitats with sustainable characteristics of populations of commercial fish species we used a Kohonen artificial neural network (i.e., self-organizing map – SOM; Kohonen, 1982; Kohonen, 2001). In comparison to other multivariate methods, the SOM technique is a powerful tool for the clustering and visualization of a large dataset, making full use of the available ordination space (Stojkovic et al., 2013). The input matrix for this analysis contained 166 rows, representing the investigated sites, and 13 columns with the ILSFP values calculated for each fish species at each investigated site (ILSFPsite) (Table A5 in Supporting information). The ILSFP values were log-transformed. The output of the analysis is presented as an 8×7 two-dimensional grid of neurons (SOM map) with ordinated sites along it. Sites with a similar ILSFP model were assigned to the same or adjoining neurons while significantly dissimilar sites were assigned to distant neurons on the SOM map. The resolution of the SOM map was determined by following

Table 1
ESHIPPOfishing model, indicators and scoring scale for the assessment of ecological specialization (ES) and the Index of local sustainability fish population (ILSFP).

Elements ES	Code	Indicators code – range ^a	Point ES	Elements ILSFP	Indicators ILSFP ^b	Value ILSFP	Point ILSFP
Habitat	h	h1, h2, h3, h4, h5	1-(h)(d)(rs): low specialized, tolerant. Eurivalent (euritope) for all or >3 indic. h. (d): d1. (rs): rs1.1, rs2.1, rs3.1, rs3.2, rs4.3, rs5.1, rs6.1, (lc): lc1.1, lc1.3, lc2.1, lc3.1, lc3.4, lc4.1, lc4.4, lc6.2, (bs): bs1.1, (re): re1.	Habitat	Dominance (d)	d > 10%	5
			3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.			d 2–9.9%	3
Diet	d	d1, d2, d3	5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Diet	Constancy (frequency) (f)	f < 2%	1
			3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.			f 75–100%	5
Reproductive strategy	rs	rs1, rs2, rs3, rs4, rs5, rs6	5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Reproductive strategy	Biomass (bm)	f 25–74.9%	3
			3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.			f < 25%	1
Life cycle (history)	lc	lc1, lc2, lc3, lc4	5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Life cycle (history)	Percentage of sexually mature females (fsm%)	Increases	5
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	Stagnates
Body size	bs	bs1	5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Body size	Percentage of spawning habitats (sh%)	Declines	1
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	>30
Range endemic and islands	re	re1, re2,	5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Range endemic	Percentage of populations in the protected area (pa) (epa%) and (ppa%)	>1	5
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	= 1
Endangered status (global and local IUCN or other form of protection)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Endangered status (global and local IUCN or other form of protection)		<1	1
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	degradation or not present
Number of age classes (nAge)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Life cycle (history)		>3	5
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	2–3
Average length fish stock (Lmean)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Body size		<2	1
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	Increases
Percentage of populations in the protected area (pa) (epa%) and (ppa%)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Range endemic		Stagnates	3
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	Declines
Endangered status (global and local IUCN or other form of protection)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Endangered status (global and local IUCN or other form of protection)		>70	5
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	50–70
Percentage of populations in the protected area (pa) (epa%) and (ppa%)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Range endemic		<20, or no endemic fish	1
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	>70
Endangered status (global and local IUCN or other form of protection)			5-(h)(d)(rs): High specialized. Stenovalent (stenotope) for all or >3 indic. h. (d): d3). (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.	Endangered status (global and local IUCN or other form of protection)		50–70	3
						3-(h)(d)(rs): Moderately specialized and sensitive. Stenovalent (moderate), for 1–3 indic. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.	<20, or no protected fish

^a (h): h1) catchment region; h2) altitude (<200, 200–500, 500–800, 800–1500 and >1500), running water (crenon, ritron and potamon), standing water (litoral, sublitoral and profundal), pools, swamps, peat-bog, efemer water, brackish, pelagic, bentopelagic, demersal, rheofilic limnofilic; h3) morphometry of aquatic biotope: depth (m), bottom characteristic (%), aquatic vegetation (%), water flux characteristic (m/s); h4) abiotic factors: temperature (°C), oxygen (mg/land %), pH, total hardness (dH), biochemical oxygen demand, BOD (mg/l); h5) water quality (sensitivity on particular chemicals, toxic or radioactive matter, trophic state (oligotrophic, mezotrophic, eutrophic, dystrophic), saprobity (χ, α, β, α, ρ)). (d): d1) Euriphagy-omnivore; d2) euriphagy-herbivore, carnivore (zooplankton, bottom fauna and fish), specific morphological adaptations for feeding are present; d3) stenophagy (phytophagy, zoophagy, benthophagy, detritophagy, saprophagy and lepidophagy), specific morphological adaptations for feeding are striking. (rs): rs1) Reproduction strategy and habitat (rs1.1, 1.2, 1.3 – no specific, specific and strictly specific for substrate and/or velocity, respectively); rs2) spawning time and frequency: rs2.1) >1 per year or portion spawn, rs2.2) one per year, rs2.3) do not spawn every year; rs3) female maturity (years) ≤ 2 (rs3.1), 2–3 (rs3.2), 3–4 (rs3.3), 4–5 (rs3.4), ≥5 (rs3.5); rs4) fecundity (no oocytes): ≤55000 (rs4.1), 55,000–60 000, (rs4.2), ≥60,000 (rs4.3); rs5) incubation period (days): ≤7 (rs5.1), 7–14 (rs5.2), >14 (rs5.3); rs6) larval stage duration: <12 (rs6.1), 12–25 (rs6.2), >25 (rs6.3). (lc): lc1) life span (year) <8 (lc1.1), 8–15 (lc1.2), >15 (lc1.3); lc2) migration – no migratory (lc2.1), short or long migration to the spawning period or feeding (lc2.2), migratory species (lc2.3); lc3) social life: solitary (lc3.1), gregarious, formed periodical aggregation (lc3.2), live in the flock, (lc3.3), unterritorial (lc3.4), sometimes territorial (lc3.5), permanent territorial (lc3.6); lc4) presented care: not exists (lc4.1), exist spawning site and eggs and larvae (lc4.2), exist caring for juveniles (lc4.3), no sexual dimorphism (lc4.4), sexual dimorphism during the spawning (lc4.5), present sexual dimorphism (lc4.6). (bs): bs1) Body length, TL (cm): ≤20 (bs1.1); 20–39 (bs1.2); >39 (bs1.3). re): re1) No endemic; re2) endemic for one ecoregion or catchment region; re3) stenoendemic for relatively small or very small territory (one ecosystem, one biotope) and island populations.

^b d, f, bm, fsm%, sh%, nAge and Lmean: during the last 10 years.

Table 2
Final values of ILSFP for commercial fish species in the middle Danube river basin.

Fish species	Historical distribution in km or ha of the river	Real present distribution in km or ha of the river (dt)	ILSFP _{basin} = 5 ∑ ds km or ha	∑ ds5/dt × 100	ILSFP
<i>Acipenser ruthenus</i>	1211/26939	978/21027	0	0.00%	(<20%) = 5
<i>Hucho hucho</i>	467/4436	270/2565	0	0.00%	(<20%) = 5
<i>Cyprinus carpio</i>	1354/29111	1263/26574	0	0.00%	(<20%) = 5
<i>Esox lucius</i>	1325/28487	1254/26961	150/3225	11.96%	(<20%) = 5
<i>Sander lucioperca</i>	1325/28487	1208/25978	140/3010	11.58%	(<20%) = 5
<i>Barbus barbus</i>	1465/31497	1285/27627	180/3870	14.00%	(<20%) = 5
<i>Salmo trutta</i>	1008/3024	867/2601	130/390	14.60%	(<20%) = 5
<i>Thymallus thymallus</i>	478/3197	375/2437	60/390	16.00%	(<20%) = 5
<i>Abramis brama</i>	1354/29111	1263/27154	260/5590	20.58%	(20–50%) = 3
<i>Silurus glanis</i>	1325/28487	1208/25978	270/5805	22.35%	(20–50%) = 3
<i>Chondrostoma nasus</i>	1293/27799	1376/29584	490/10535	35.61%	(20–50%) = 3
<i>Squalius cephalus</i>	1511/32486	1432/39788	570/12255	39.80%	(20–50%) = 3
<i>Carassius gibelio</i>	1107/23800	1875/40312	1145/24617	61.00%	(>50%) = 1

(ds5)—length/surface (size) of the sites of the river habitat (in km or ha) where the ILSFP value for some fish species is equal to 5; (dt)—total length/surface (size) of the river habitat (in km or ha) in which the fish species is present within the investigated basin.

Table 3

Characteristics and indicators for scoring the endangerment factors of the HIPPO acronym in the ESHIPPO_{fish} model. Threshold and scoring system refer to each HIPPO factor.

HIPPO factor	Indicator – percentage of the river biotopes where the particular factor is manifested					
	%	Point	%	Point	%	Point
Habitat alteration ¹ Changes, Destruction Fragmentation and isolation						
Invasive species and/or inadequate stocking ²	>50	5	20–49.9	3	<20	1
Pollution ³						
Population growth ⁴						
Overexploitation ⁵						

¹ Stream regulation and reclamation, gravel extraction, excessive water use, including changes in most of the natural hatcheries, winter homes, feeding areas and migratory corridors of the fish species.

² Invasive species present (%) or natural populations stocked (%) with inadequate fish juveniles (fish from commercial fishponds, genetically not compatible) within the last 10–20 years.

³ Saprobity, toxicity, eutrophication or mixed pollution.

⁴ Population density over 150 cap km⁻².

⁵ Statistically estimated annual catch of fish species greater than its real production within the last 10 years and/or reduction of the total biomass.

Vesanto et al. (2000) and Park et al. (2003). Finally, to subdivide the SOM neurons into clusters on the SOM map, the k-means method was used (Jain and Dubes, 1988). A more detailed description of SOM methodology is presented in Stojkovic et al. (2013).

To present the distribution of keystone populations along the basin and to determine keystone habitats/ecosystems, the visualization technique (known as component planes; Milošević et al., 2013), was applied in the SOM analysis. This method visualizes the contribution of each input variable (component) to cluster structures of the trained SOM. As a result, each input variable is separately presented on the trained SOM map using greyness gradient. More precisely, the variability of ILSFP for each fish species is visualized using gradient method along the SOM map, thus obtaining the distributional pattern of ILSFP values along ordinated sites (SOM map).

3. Results

Based on the data from matrices A and B and following the methodology presented here, the scores of the ESHIPPO_{fish} model were derived (Table 4). The results of this study show that the majority of fish species have a very low or low degree of sustainability (DS) (Table 4). The highest DS values in the river basin refer to huchen and sterlet, and therefore, these two species have the highest priority.

According to the ILSFP values for the Middle Danube Basin, the majority of the basin has low percentage of optimal habitats for the development of sustainable populations of commercial fish species

(Table 2; Fig. 2). The lowest percentage of optimal habitat (<20%) in the basin was recorded for 8 species, including a complete absence of optimal habitat being observed for sterlet, huchen and carp (Table 2). A moderate percentage of optimal habitat was estimated for 4 species, and only one species (Prussian carp) had a level of optimal habitat greater than 50%. According to the model, 2 of the 13 commercial fish species being evaluated had a very low degree of sustainability (DS): huchen and sterlet (Table 4). Eight fish species had the status of low sustainability while the rest had a middle level of sustainability under the given environmental conditions (Table 4). The comparison between the DS results and the global sensitivity and vulnerability results revealed a significant level of concordance (Table A6 in Supporting information).

Based on the ILSFP values of target fish species in each investigated sector of the basin, a trained SOM map, with six separate clusters, was obtained (Fig. 3a). Cluster I is characterized by habitats of small river basins with metarhithral characteristics. The habitats of small salmonid rivers with the characteristics of metarhithron and epirhithron belong to cluster II. Cluster III includes the habitats of small salmonid rivers with epirhithral characteristics. Cluster IV includes river habitats, characterized as the hyporhithron of medium sized rivers, while Cluster V contains habitats belonging to the metarhithron of medium sized rivers. Finally, Cluster VI is composed of sites located on large lowland rivers, mainly on potamal reaches.

The component planes show spatial distribution patterns of particular fish species, using their ILSFP values (Fig. 3b). The keystone habitat/

Table 4

Final values of the ESHIPPO_{fish} model for commercial fish species in the middle Danube river basin.

Fish species	ES						ILSFP	HIPPO					(ES + ILSFP) + HIPPO	ESHIPPO _{fish}			
	Hb	Dt	RS	LC	Bs	RE		H	I	P	P	O		DS			
																Cg	Dr
Huchen	5	3	5	3	5	3	5	3	1	5	5	3	3	5	29 + 25	54	v/w
Sterlet	3	3	5	3	5	1	5	5	3	3	5	3	5	5	27 + 27	54	v/w
Grayling	5	3	3	3	5	1	5	5	1	5	3	3	3	5	25 + 25	50	lw
Brown trout	5	3	5	3	5	1	5	3	3	5	3	3	1	5	27 + 23	50	lw
Pike	1	3	3	5	5	1	5	5	1	3	5	3	5	5	23 + 27	50	lw
Barbel	3	3	3	3	5	1	5	3	1	3	5	3	5	5	23 + 25	49	lw
Pikeperch	1	3	3	3	5	1	5	3	1	3	5	3	5	5	21 + 25	46	lw
Carp	1	1	3	3	5	1	5	5	1	3	5	3	5	5	19 + 27	46	lw
Bream	1	1	3	3	5	1	3	3	1	3	5	3	5	5	21 + 25	46	lw
Wells catfish	1	1	3	3	5	1	3	3	1	3	5	3	5	5	17 + 25	42	lw
Nase	1	3	3	3	3	1	3	3	1	3	3	3	3	5	17 + 21	38	md
Chub	1	1	1	1	3	1	3	3	1	3	3	3	5	5	11 + 21	32	md
Prussian carp	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	3	5	5	13 + 17	30	md

Hb—habitat; Dt—diet; RS—reproductive strategy; LC—life cycle; Bs—body size; FI—fragmentation and isolation (islands); Cg—changes; Dr—destruction; Fg—fragmentation; v/w—very low, lw—low, md—medium.

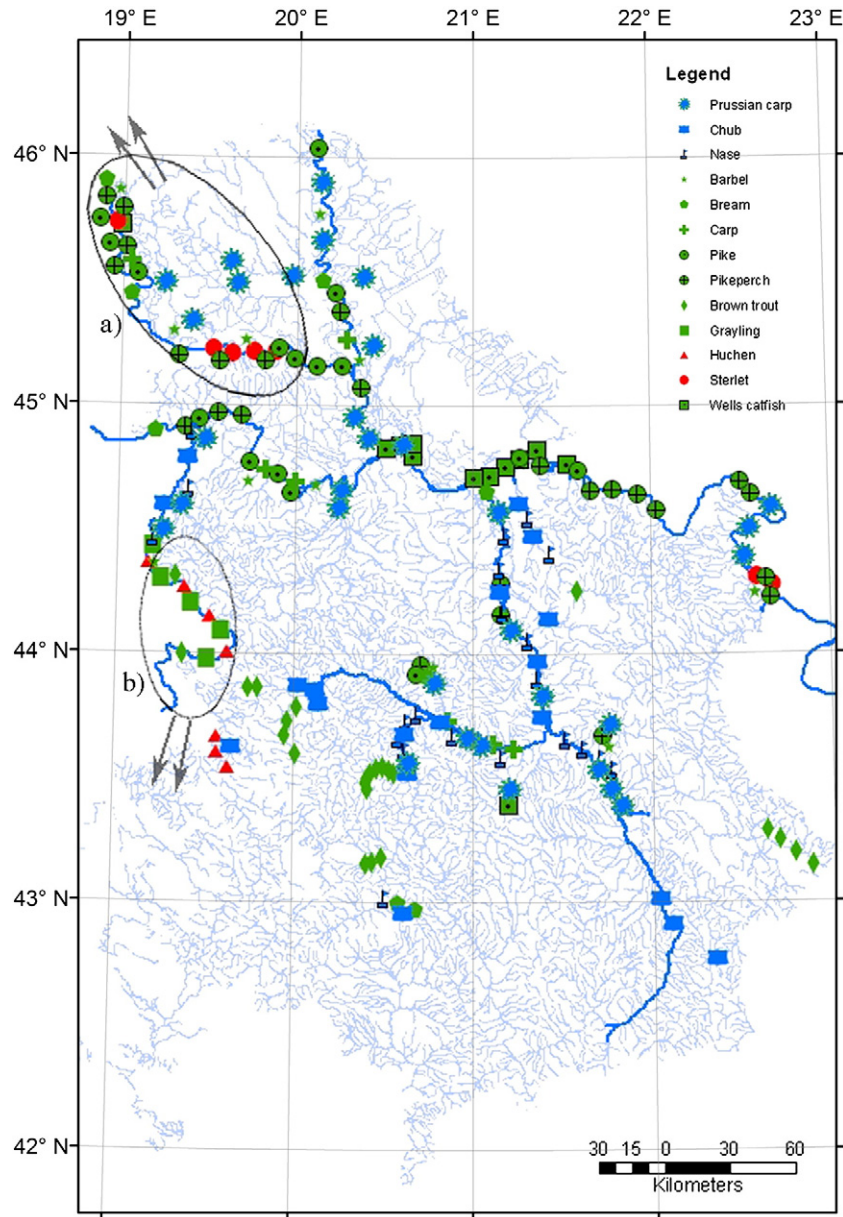


Fig. 2. Keystone population and keystone habitats/ecosystems for the commercial fish species investigated in the Middle Danube Basin. The circles A and B indicate a fish stock “hot spot” for the cyprinid, esocid, percid species and *A. ruthenus* and a fish stock “hot spot” for the salmonid species (huchen, grayling and brown trout) respectively. The arrows stand for a broader upstream area of conservation priority.

ecosystem has the highest ILSFP gradient value in the SOM map and the population that inhabits them is the keystone population for a given fish species. Component planes showed that the keystone population and keystone habitat/ecosystem for most fish species (sterlet, pikeperch, pike, carp, bream and barbel) are placed in the lower right part of the SOM map. It corresponds to the habitats of large lowland rivers with mainly potamal character (Danube, Sava and Tisa) and some lowland reservoirs (Fig. 3a,b). In addition, component planes revealed that salmonid species, such as huchen and grayling, showed a limited distribution in the metarhithron zone of medium-sized rivers (Drina and Lim; cluster V). On the other hand, the keystone population and keystone habitat/ecosystem for brown trout are located within cluster II, and mostly in cluster III, which includes the epirhithral and metarhithral parts of small mountain rivers (Fig. 3a, b).

The concordance between the distribution of ILSFP values on the SOM map and the spatial distribution of nase and chub (Fig. 3b) clearly indicates the existence of a large number of favourable habitats for the

natural sustainability of these species in the basin. These habitats belong to clusters IV and I, which comprise mainly medium-sized rivers with the characteristics of the hipo and metarhithron. The allochthonous species, Prussian carp, inhabits the widest range of habitats within the investigated area. This species was distributed throughout the entire SOM map, with the exception of neurons that belong to the epirithron of salmonid rivers (Fig. 3a,b).

4. Discussion

Defining an efficient method for assessing the risk of extinction and conservation priority for commercial fish species is the main priority for the management and conservation policies of water authorities. In this study, the previous ESHIPPO method is modified to facilitate assessment of endangered fish species and their habitats and to enable mapping of keystone habitats/ecosystem and populations. Ricard et al. (2012) constructed a database (RAM Legacy Stock Assessment Database) to

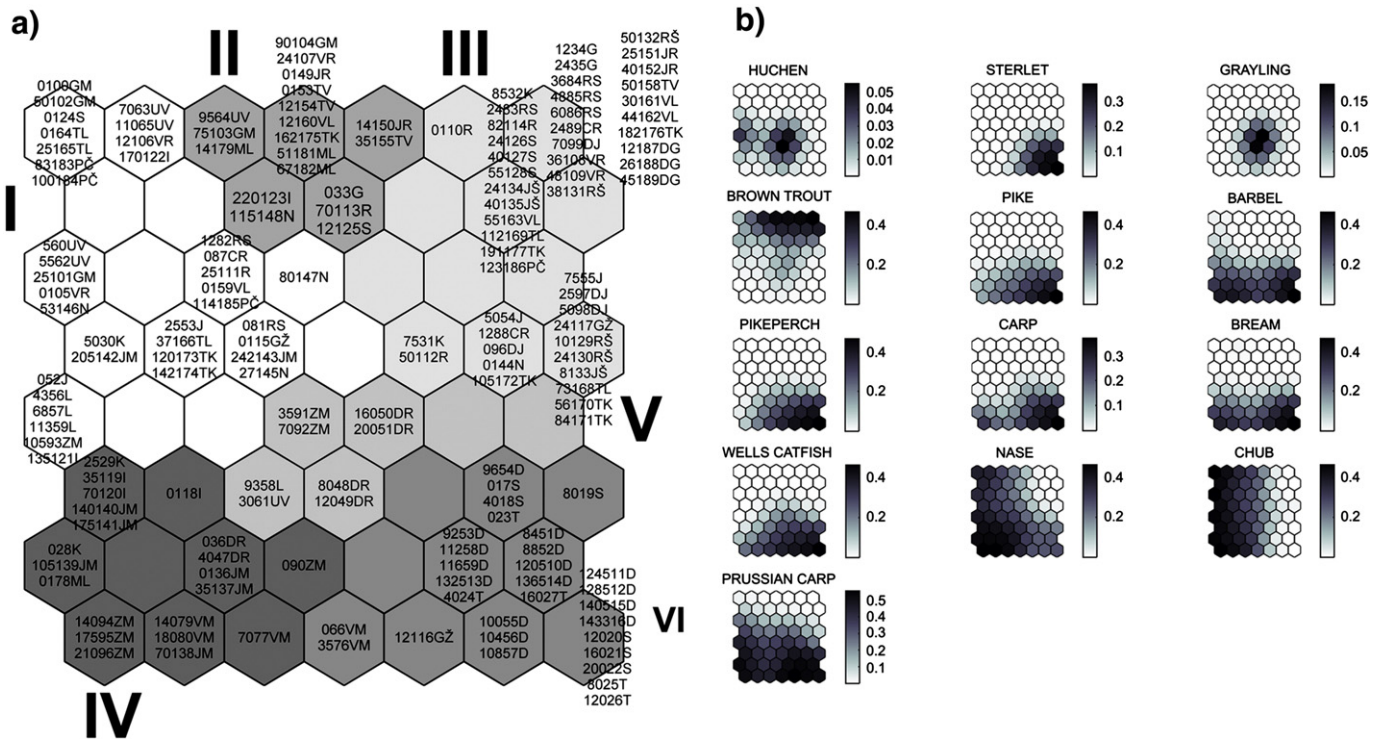


Fig. 3. (a) Distribution of sites under investigation over the SOM map based on ILSFP values of commercial fish species. To cluster neurons on the map, the k-means method was applied. Neurons with the same colour belong to the same group. The labels (codes), assigned to each neuron on the map represent different sites under investigation. The number of the code defines a km of river length and the number of site respectively, while the letters stand for the particular river. (b) Visualization of distribution pattern for 13 fish species on the SOM map. The bars for each map represent log-transformed ILSFP values. The greyness gradient indicates the variability of ILSFP value along the SOM map (shade of black for the highest and lighter shade of grey for the lowest values).

achieve quick and reliable assessment of fish stocks and for the management of fish resources in marine fisheries. Also, [Chantepie et al. \(2011\)](#) presented a conservation method and used SOM analysis to cluster waterbodies in the Loire floodplain depending on their conservation priority. However, none of these methods focuses on defining the most important populations and their habitats for conservation, which could substantially diminish the extent of the object to be surveyed.

The ESHIPPO_{fishing} model could be applied using the data available in routine monitoring programmes established by water authorities, but the benefits and utility of the model directly depend on the reliability of the input data. The implementation of ESHIPPO_{fishing} required a specific sampling design for the input database construction. The sampling frequency (at least once in every three years) used in this study was consistent with the temporal and spatial changeability of river ecosystems, especially after major natural disasters ([Geheber and Piller, 2012](#)). Such a sampling strategy required high financial cost and human resources. However, once a network of sites to be investigated was established and keystone populations and habitats/ecosystem defined, the method became much more cost-effective, reducing the amount of sites under permanent monitoring. Furthermore, similarly to [Bombi et al. \(2012\)](#), our model is based on geo-differentiated maps which facilitate its application and provides precise calculation of the ILSFP.

The most significant element of the model for the management of commercial fish species is a review of the ILSFP value which determines the keystone population and keystone habitats/ecosystems of the investigated basin. Bearing in mind the ecological importance of the concept of keystone species and keystone habitats/ecosystems ([Mouquet et al., 2013](#)), it appears that the degradation of the keystone population and/or keystone habitats/ecosystems of some commercial fish species leads to the decrease of their sustainability in the basin. Taking into consideration the above fact and the different autecological characteristics of the commercial fish species studied here, as well as the experience

gained during the field work, we consider the keystone habitats/ecosystems of fish species as a complex system. This system includes microhabitats within a larger unit – the macrohabitat. A similar approach based on the importance of macrohabitats for the preservation, priority of conservation and management of populations on the river Lampreys in Portugal is proposed by [Ferreira et al. \(2013\)](#). We believe that the macrohabitat as keystone habitats/ecosystems (complex system) is composed of biologically and ecologically important elements for fish species (e.g. areas of day–night stay, areas of nutrition, natural spawning sites, areas of dormancy and migratory corridors). Therefore, the size of the keystone habitats/ecosystems system is directly dependent on the biological and ecological characteristics of particular fish species, where each element of the system is equally important. In other words, the disruption or destruction of any of the links in the complex system (keystone habitats/ecosystems) affects all the elements, reducing the sustainability of the population in the basin. According to our result, it is also necessary to emphasize that a higher degree of sustainability is reached by the populations of fish species that inhabit the keystone habitats/ecosystems containing all the elements of the system undisturbed. It especially refers to the existence of permanent natural spawning sites and their availability in the spawning period. These elements are significant for potamodromous species, which in our study refers to the huchen, which shows a very low DS (Table 4).

A similar approach is presented by [Ortiz et al. \(2013\)](#) but related to the keystone species complex. The authors note that in the coastal marine ecosystems of Chile, it is difficult to assess the keystone species for the effective conservation of the entire ecosystem and ichthyocenosis. The authors therefore conclude that better results in the conservation and management of fisheries can be achieved if the preservation of the complex of ecologically related species is worked on. Furthermore, [Brose et al. \(2005\)](#) argue that the disappearance of keystone species and/or complex keystone species leads to a gradual increase of negative

effects on flora and fauna and ecosystems. In this regard, we believe that the disturbance of any element of the complex system (keystone habitats/ecosystems and keystone populations) in our study would cause the same effect.

Improving the fish resources management by developing a network of keystone populations and keystone habitats/ecosystems was also done by Peterson et al. (2013), who proposed a model of dendritic ecological networks (DENs). The DENs enable the reliable evaluation of related changes of biotic and abiotic parameters that occur in spatially complex systems, such as streams and rivers.

For the commercial fish species investigated, keystone habitats/ecosystems differ in total physical size (Fig. 2). In this case, we would propose defining a compromise in the sustainable management of fish stock. More precisely, fish species whose total size of keystone habitats/ecosystems is small in the basin should be strictly protected with the appropriate conservation policy. An additional measure is to force the use of traditional fishing techniques rather than contemporary ones in those small areas. A similar compromise is presented by Hamel et al. (2013) in the small island countries of the central Pacific.

The ESHIPPOfishing model presented here provides a comprehensive view to the network of keystone populations and keystone habitats/ecosystems in basins of various sizes. Also, it points out the extent of habitat fragmentation and the isolation of populations, as well as their sustainability at a particular rate of exploitation. The model shows a decrease in the degree of sustainability of relatively abundant populations of catfish and perch in a fragmented and isolated section of the Danube (total length of 80 km) between “Iron Gate I and II” dams. For the last 20 years, the populations in this part of the habitat have not been able to naturally mix with other populations. Prior to this, these populations were exposed to intense commercial and recreational fishing in this part of their habitat. According to Schnell et al. (2013), the populations with a low rate of migration have lower sustainability in comparison to smaller populations with intensive between-population migrations. Due to the lack of fish migration corridors at the “Iron Gate I” hydroelectric dam (river km 943) and “Iron Gate II” (river km 863), anadromous commercial fish species (*Huso huso*, *Acipenser nudiventris*, *Acipenser gueldenstaedti* and *Acipenser stellatus*) have become extinct from the middle course of the Danube (Smederevac-Lalić et al., 2011).

The new ESHIPPOfishing model could be also used for mapping the ichthyological reserves along river basins. The conception and application of these reserves in the management and conservation of commercial fish species are similar to the concept of the Protected Area (PA) (USA; Thieme et al., 2012) and to the model for determining areas for conservation (Australia; Linke et al., 2012). More precisely, these areas designated by our model present hot-spot areas with fish stock for the whole basin. Following the results of our study, part of the Danube River (upstream from 1298 km) is a fish stock “hot spot” for cyprinid species and sterlet (Fig. 2). Being extremely important from the aspect of biodiversity conservation, this sector of the Danube River has already been declared as protected according to national legislation (special nature reserve Gornje Podunavlje). Moreover, the WWF has also recognized the significance of this area and proposed it to be, together with the Drava River and Mura River, declared as an international UNESCO Biosphere reserve. On the other hand, regarding salmonid species, ESHIPPOfishing has revealed the Sava river basin, especially the Drina–Tara–Piva river system to be the hot spot areas of this group (Fig. 2).

5. Conclusions

In conclusion, the ESHIPPOfishing method, using ecologically meaningful parameters (such as ILSFP values), presents a cost-effective tool for the conservation management of commercial fish species. Applying the concept of keystone species and keystone habitats/ecosystems within the ESHIPPOfishing method facilitates the conservation process for target species and/or target habitats/ecosystems, and it reduces

financial costs and human resources (Plantinga et al., 2014). It could be applicable for all river types in temperate region because of their specific commercial fish species composition. Moreover, it could be applied to any climate region, since it is based on the routine parameters used in any kind of fish population analysis. Finally, we believe that this concept should be extended and applied to other aquatic biota, which would enable the selection of river sections with the highest conservation interest and sustainable use of water resources.

Acknowledgments

This study was supported by grants #III43002 and #173025 by the Serbian Ministry of Education and Science.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.092>.

References

- Anonymous. Report the state of environment. www.sepa.gov.rs. [www.fmoit.gov.ba/ba/page/46.bat; www.epa.org.me].
- AQEM. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the water framework directive. Contract no: EVK1-CT1999-00027; 2002.
- Béné C, Doyen L. Sustainability of fisheries through marine reserves: a robust modeling analysis. *J Environ Manag* 2003;69:1–13.
- Bombi P, Salvi D, Bologna MA. Cross-scale prediction allow the identification of local conservation of local conservation priorities from atlas data. *Anim Conserv* 2012; 15:378–87.
- Brennan S, Withgott J. Biodiversity and conservation biology. In: Withgott J, Brennan S, editors. *Environment: the science behind the stories*. San Francisco: Pearson, Benjamin Cummings; 2005.
- Brose U, Berlow EL, Martinez ND. Scaling up keystone effects from simple to complex ecological networks. *Ecol Lett* 2005;8:1317–25.
- Burrow JF, Horwood JW, Pitchford JW. Variable variability: difficulties in estimation and consequences for fisheries management. *Fish Fish* 2013;14:205–12.
- Chantepie S, Lasne E, Laffaille P. Assessing the conservation value of waterbodies the example of the Loire floodplain (France). *Biodivers Conserv* 2011;20:2427–44.
- Chapman DW. Production. In: Ricker WE, editor. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Oxford: Blackwell; 1971. p. 199–214.
- Chester E, Robson BJ. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: their ecological characteristics and management. *Biol Conserv* 2013;166:64–75.
- Cheung WWL, Pitcher TJ, Pauly D. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biol Conserv* 2005;124:97–111.
- Cooke SJ, Cowx IG. Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biol Conserv* 2006;128:93–108.
- ESRI. ArcGIS desktop version 9.0. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute; 2004.
- Essl F, Moser D, Dirnbek T, Dullinger S, Milasowsky N, Winter M, et al. Native, alien, endemic, threatened and extinct species diversity in European countries. *Biol Conserv* 2013;164:90–7.
- Ferreira AF, Quintella BR, Maia C, Mateus CS, Alexandre CM, Capinha C, et al. Influence of macrohabitat preferences on the distribution of European brook and river lampreys: implications for conservation and management. *Biol Conserv* 2013;159:175–86.
- Fisher OD, Owens PFI. The comparative method in conservation biology. *Trends Ecol Evol* 2004;19:391–7.
- Froese R, Pauly D. FishBase. World Wide Web electronic publication; 2013 [www.fishbase.org, version,06/2013].
- Gayaniño FC, Sparre P, Pauly D. FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II). Revised version. User's guide. FAO computerized information series (fisheries). No. 8, revised version. Rome: FAO; 2005. p. 168.
- Geheber AD, Piller KR. Spatio-temporal patterns of fish assemblage structure in a coastal plain stream: appropriate scales reveal historic tales. *Ecol Freshw Fish* 2012;21: 627–39.
- Giam X, Ng TH, Lok FSLA, Ng HH. Local geographic range predicted freshwater fish extinctions in Singapore. *J Appl Ecol* 2011;48:356–63.
- Hamel MA, Andréfouët S, Pressey RL. Compromises between international habitat conservation guidelines and small-scale fisheries in Pacific Island countries. *Conserv Lett* 2013;6:46–57.
- Huet M. The evaluation of the fish productivity in fresh waters. *Verh Internat Verein Limnol* 1964;15:524–8.
- Illies J, Botasaneanu L. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt Int Ver Theor Angew Limnol* 1963;12:1–57.
- IUCN. The IUCN red list of threatened species. Version 2013.1. <http://www.iucnredlist.org>, 2013. [Downloaded on 01 June].
- Jain AK, Dubes RC. Algorithms for clustering data. New Jersey: Prentice-Hall; 1988.

- Kohonen T. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biol Cybern* 1982;41:59–69.
- Kohonen T. Self-organizing maps. 3rd extended ed. Berlin: Springer; 2001.
- Laugen AT, Engelhard GH, Whitlock R, Arlinghaus R, Dankel DJ, Dunlop ES, et al. Evolutionary impact assessment: accounting for evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish Fish* 2014;15:65–96.
- Le Quesne WJF, Jennings S. Predicting species vulnerability with minimal data to support rapid risk assessment of fishing impact on biodiversity. *J Appl Ecol* 2012;49:20–8.
- Linke S, Kennard MJ, Hermoso V, Olden DJ, Stein J, Pusey JB. Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. *J Appl Ecol* 2012;49:1036–45.
- Maitland SP, Winfield IJ, McCarthy ID, Igoe F. The status of Arctic charr *Salvelinus alpinus* in Britain and Ireland. *Ecol Freshw Fish* 2007;16:6–19.
- Meixler SM. Application of the target fish community model to an urban river system. *J Environ Manag* 2011;92:1138–47.
- Miller PS, Lacy RC. VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.21 user's manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN); 2003.
- Milošević D, Simić V, Stojković M, Čerba D, Mančev D, Petrović A, et al. Spatio-temporal pattern of the Chironomidae community: toward the use of non-biting midges in bioassessment programs. *Aquat Ecol* 2013;47:37–55.
- Mota M, Sousa R, Araújo J, Braga C, Antunes C. Ecology and conservation of freshwater fish: time to act for a more effective management. *Ecol Freshw Fish* 2014;23:111–3.
- Mouquet N, Gravel D, Massol F, Calcagno V. Extending the concept of keystone species to communities and ecosystems. *Ecol Lett* 2013;16:1–8.
- Musick JA. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *Fisheries* 1999;24:6–14.
- Ortiz M, Levins R, Campos L, Berrios F, Campos F, Jordan F, et al. Identifying keystone trophic groups in benthic ecosystems: implications for fisheries management. *Ecol Indic* 2013;25:133–40.
- Park YS, Céréghino R, Compain A, Lek S. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecol Model* 2003;160:265–80.
- Peterson EE, Ver Hoef JM, Isaak DJ, Falke JA, Fortin M-J, Jordan CE, et al. Modelling dendritic ecological networks in space: an integrated network perspective. *Ecol Lett* 2013;16:707–19.
- Plantinga A, Helvoight T, Walker K. Critical habitat for threatened and endangered species: how should the economic costs be evaluated? *J Environ Manag* 2014;134:127–35.
- Ricard D, Minto C, Jensen OP, Baum JK. Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM legacy stock assessment database. *Fish Fish* 2012;13:380–98.
- Rocha LA, Russell BC, Samoilys MA, Sanciangco J. Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. *Fish Fish* 2013;14:119–36.
- Schnell JK, Harris GM, Pimm SL, Russell GJ. Estimating extinction risk with metapopulation models of large-scale fragmentation. *Conserv Biol* 2013;3:520–30.
- Simić V, Simić S, Petrović A, Šorić V, Paunović M, Dimitrijević V. Database: biodiversity in aquatic ecosystems in Serbia (ex situ conservation) BAES ex situ. <http://baes.pmf.kg.ac.rs>, 2006.
- Simić V, Simić S, Paunović M, Cakić P. Model of assessment of critical risk of extinction and the priorities of protection of endangered aquatic species at the national level. *Biodivers Conserv* 2007;16:2471–93.
- Smederevac-Lalić M, Jarić I, Višnjić-Jeftić Ž, Skorić S, Cvijanović G, Gačić Z, et al. Management approaches and aquaculture of sturgeons in the lower Danube region countries. *J Appl Ichthyol* 2011;27:94–100.
- Smederevac-Lalić M, Pešić R, Cvejić S, Simonović P. Socio-economic features of commercial fishery in the bordering upper Danube River area of Serbia. *Environ Monit Assess* 2012;184:2633–46.
- Sommerwerk N, Hein T, Schneider-Jakoby M, Baumgartner C, Ostojić A, Paunovic M, et al. The Danube River Basin. In: Tockner K, Uehlinger U, Robinson CT, editors. *Rivers of Europe*. San Diego: Elsevier, Academic Press; 2009. p. 59–112.
- Stojkovic M, Simic V, Milosevic D, Mancev D, Penczak T. Visualization of fish community distribution patterns using the self-organizing map: a case study of the Great Morava River system (Serbia). *Ecol Model* 2013;248:20–9.
- Sumaila UR, Marsden AD, Watson R, Pauly D. A global ex-vessel fish price database: construction and applications. *J Bioecon* 2007;9:39–51.
- Thieme ML, Rudolph J, Higgins J, Takats JA. Protected areas and freshwater conservation: a survey of protected area managers the Tennessee and Cumberland River basins USA. *J Environ Manag* 2012;109:189–99.
- Vesanto J, Himberg J, Alhoniemi E, Parhankangas J. SOM toolbox for matlab 5. Technical report A57. Helsinki: Neural Network Research Centre, Helsinki University of Technology; 2000.